Excellence scientifique • Protection et conservation des ressources • Bénéfices aux Canadiens
Scientific Excellence • Resource Protection & Conservation • Benefits for Canadians

Suivi environnemental de l'estuaire moyen du Saint-Laurent, 1989-1990: variabilité spatio-temporelle de la structure des communautés et des populations ichtyennes

M. Gagnon , Y. Ménard et Y. Lavergne

Division de l'habitat du poisson
Direction de la gestion des pêches et de l'habitat
Ministère des Pêches et des Océans
901 Cap Diamant, C.P. 15 500 Québec,
Québec G1K 7Y7

Mai 1991

Rapport technique canadien des sciences halieutiques et aquatiques No 1808

Pêches et Océans Fisheries and Oceans

Canada

91-05978/

Rapport technique canadien des sciences halieutiques et aquatiques

Les rapports techniques contiennent des renseignements scientifiques et techniques qui constituent une contribution aux connaissances actuelles, mais qui ne sont pas normalement appropriés pour la publication dans un journal scientifique. Les rapports techniques sont destinés essentiellement à un public international et ils sont distribués à cet échelon. Il n'y a aucune restriction quant au sujet; de fait, la série reflète la vaste gamme des intérêts et des politiques du ministère des Pêches et des Océans, c'est-à-dire les sciences halieutiques et aquatiques.

Les rapports techniques peuvent être cités comme des publications complètes. Le titre exact paraît au-dessus du résumé de chaque rapport. Les rapports techniques sont résumés dans la revue *Résumés des sciences aquatiques et halieutiques*, et ils sont classés dans l'index annual des publications scientifiques et techniques du Ministère.

Les numéros 1 à 456 de cette série ont été publiés à titre de rapports techniques de l'Office des recherches sur les pêcheries du Canada. Les numéros 457 à 714 sont parus à titre de rapports techniques de la Direction générale de la recherche et du développement, Service des pêches et de la mer, ministère de l'Environnement. Les numéros 715 à 924 ont été publiés à titre de rapports techniques du Service des pêches et de la mer, ministère des Pêches et de l'Environnement. Le nom actuel de la série a été établi lors de la parution du numéro 925.

Les rapports techniques sont produits à l'échelon régional, mais numérotés à l'échelon national. Les demandes de rapports seront satisfaites par l'établissement auteur dont le nom figure sur la couverture et la page du titre. Les rapports épuisés seront fournis contre rétribution par des agents commerciaux.

Canadian Technical Report of Fisheries and Aquatic Sciences

Technical reports contain scientific and technical information that contributes to existing knowledge but which is not normally appropriate for primary literature. Technical reports are directed primarily toward a worldwide audience and have an international distribution. No restriction is placed on subject matter and the series reflects the broad interests and policies of the Department of Fisheries and Oceans, namely, fisheries and aquatic sciences.

Technical reports may be cited as full publications. The correct citation appears above the abstract of each report. Each report is abstracted in *Aquatic Sciences and Fisheries Abstracts* and indexed in the Department's annual index to scientific and technical publications.

Numbers 1–456 in this series were issued as Technical Reports of the Fisheries Research Board of Canada. Numbers 457–714 were issued as Department of the Environment, Fisheries and Marine Service, Research and Development Directorate Technical Reports. Numbers 715–924 were issued as Department of Fisheries and the Environment, Fisheries and Marine Service Technical Reports. The current series name was changed with report number 925.

Technical reports are produced regionally but are numbered nationally. Requests for individual reports will be filled by the issuing establishment listed on the front cover and title page. Out-of-stock reports will be supplied for a fee by commercial agents.

RAPPORT TECHNIQUE CANADIEN DES
SCIENCES HALIEUTIQUES ET AQUATIQUES
NO 1808

Mai 1991

SUIVI ENVIRONNEMENTAL DE L'ESTUAIRE MOYEN DU SAINT-LAURENT, 1989-1990: VARIABILITÉ SPATIO-TEMPORELLE DE LA STRUCTURE DES COMMUNAUTÉS ET DES POPULATIONS ICHTYENNES

par

M. Gagnon[1], Y. Ménard[1] et Y. Lavergne

Ministère des Pêches et des Océans
Direction de la gestion des pêches et de l'habitat
Division de l'habitat du poisson
Gare Maritime Champlain
C.P. 15 500
901 Cap Diamant
Québec, Qué.
G1K 7Y7

[1] BIOREX Inc., 969 Route de l'Église, Bureau 250, Sainte-Foy (Québec) G1V 3V4

© Ministre des Approvisionnements et Services Canada 1991
No de catalogue Fs 97-6/1808 F ISSN 0706-6570

On devra référer comme suit à cette publication:

Gagnon, M., Y. Ménard et Y. Lavergne. 1991. Suivi environnemental de l'estuaire moyen du Saint-Laurent, 1989-1990: Variabilité spatio-temporelle de la structure des communautés et des populations ichtyennes. Rapp. tech. can. sci. halieut. aquat. 1808 F: vii + 41 p.

TABLE DES MATIÈRES

	Page
LISTE DES TABLEAUX	v
LISTE DES FIGURES	vi
RÉSUME/ABSTRACT	vii
INTRODUCTION	1
MATÉRIEL ET MÉTHODES	1
Plan d'échantillonnage	1
Mesures physico-chimiques	1
Méthodes de pêche	2
Analyse de captures	2
Analyses univariées	2
Paramètres de population	2
Paramètres de communauté	3
Analyses multivariées	3
RÉSULTATS ET DISCUSSION	4
Caractéristiques du secteur à l'étude	4
Caractéristiques physico-chimique des sites d'échantillonnage	4
Montmagny	4
Saint-Joachim	5
Saint-Joseph-de-la-Rive	5
Cacouna	5
Espèces capturées	6
Variabilité des captures en fonction des engins de pêche	6
Indice d'abondance	6
Variabilité spatiale à petite échelle	7
Variabilité spatiale à grande échelle et variabilité temporelle	7
Paramètres de population	8
Poulamon atlantique	8
Alose savoureuse	9
Autres espèces	9
Centroïde et niche des espèces	9
Paramètres de communauté	10
Structure des communautés	11
État des communautés	11
Indice d'intégrité biotique	12
Optimisation du suivi ichtyologique	13

	Page
Période d'échantillonnage	13
Nombre de sites d'échantillonnage	13
Nombre de visites à chaque site	13
Nombre de stations à chaque site	13
Engins de pêche	13
Échantillonnage des paramètres physico-chimiques	13
Sous-échantillonnage des captures	13
RÉFÉRENCES	14

LISTE DES TABLEAUX

		Page
Tableau 1.	Définition des 13 variables physico-chimiques utilisées pour caractériser les sites d'échantillonnage	16
Tableau 2.	Méthode de calcul des paramètres de population par site et visite	17
Tableau 3.	Méthode de calcul des paramètres de communauté par site et visite	18
Tableau 4.	Évolution des treize variables physico-chimiques caractérisant chaque site-visite du suivi de 1989 et 1990	19
Tableau 5.	Liste des espèces dont la présence dans l'estuaire moyen du Saint-Laurent est documentée	20
Tableau 6.	Comparaison du rendement et de la sélectivité des trois engins de pêche utilisés lors du suivi	21
Tableau 7.	Coefficient de corrélation de Pearson entre les captures des différents engins de pêche	22
Tableau 8.	Variation du rapport de la dissimilarité moyenne des stations de sites différents sur la dissimilarité moyenne des stations d'un même site pour différentes combinaisons des captures des trois engins de pêche utilisés en 1989 et 1990	23
Tableau 9.	Indices d'abondance et de biomasse moyens par station de chaque espèce et coefficient de corrélation entre l'indice d'abondance par site-visite et les deux dimensions de l'espace réduit de la Fig. 4	24
Tableau 10.	Cefficient de corrélation entre les variables physico-chimiques et les deux dimensions de l'espace réduit de la Fig. 4	25
Tableau 11.	Comparaison de l'indice d'abondance des cohortes 0+ et 1+ des principales espèces capturées au cours du suivi de 1989 à 1990	26
Tableau 12.	Évolution de 19 paramètres de communauté en fonction du site et de la date d'échantillonnage, valeurs moyennes obtenues par site pour les indices de richesse spécifique et de diversité et valeurs poolées obtenues par site pour les autres paramètres	27
Tableau 13.	Corrélation entre les paramètres de communauté calculés pour chaque site-visite de 1989 à 1990 et les deux premières dimensions de l'espace réduit de la Fig. 4	28
Tableau 14.	Comparaison des paramètres de communauté calculés pour les suivis de 1989 et de 1990	29

LISTE DES FIGURES

		Page
Figure 1.	Localisation des quatre sites d'échantillonnage dans l'estuaire moyen du Saint-Laurent	30
Figure 2.	Localisation des stations d'échantillonnage à chacun des sites du suivi de 1989 et 1990	31
Figure 3.	Position des 48 stations-visites du suivi de 1989 et de 1990 dans les deux premières dimensions du cadrage multidimensionnel réalisé avec les données de la trappe en filet et les indices d'abondance combinant les captures des trois engins de pêche	32
Figure 4.	Position des 16 sites-visites du suivi de 1989 et 1990 dans les deux premières dimensions du cadrage multidimensionnel	33
Figure 5.	Évolution temporelle de l'abondance des jeunes de l'année (0+) du poulamon à chaque site en 1989 et 1990	34
Figure 6.	Évolution temporelle de la taille moyenne des jeunes de l'année (0+) du poulamon à chaque site en 1989 et 1990	35
Figure 7.	Évolution du taux de parasitisme du poulamon à chaque site en 1989 et 1990	36
Figure 8.	Position du centroïde d'abondance des principales espèces de poisson dans les deux premières dimensions du cadrage multidimensionnel	37
Figure 9.	Position des 16 sites-visites du suivi de 1989 et 1990 et des variables physico-chimiques dans les espaces réduits formés par la 1ère et 2ème composante et par la 1ère et 3ème composante principale basée sur les données physico-chimiques	38
Figure 10.	Relation entre la distance et l'étendue de la niche des espèces abondantes	39
Figure 11.	Relation entre la diversité spécifique calculée à partir des biomasses pour chaque site-visite et la coordonnée des sites-visites dans la deuxième dimension du cadrage multidimensionnel	40
Figure 12.	Évolution temporelle à long terme théorique de la distance entre les sites de l'estuaire moyen du Saint-Laurent dans l'espace réduit obtenu d'un cadrage multidimensionnel basé sur l'abondance des différentes espèces	41

RÉSUMÉ

L'abondance et les caractéristiques morphologiques des poissons à quatre sites intertidaux de l'estuaire moyen du Saint-Laurent à la fin de l'été font l'objet d'un suivi annuel depuis 1989 pour tenter d'évaluer l'état des communautés. Les résultats des deux premières années montrent que la variabilité spatiale et temporelle de l'abondance des espèces peut être réduite à un espace à seulement deux dimensions où la première dimension correspond au gradient amont-aval de salinité et la seconde, à un gradient spatio-temporel de stress environnemental. Ce dernier est corrélé à la température de l'eau et au niveau de variabilité tidale à court terme.

Une forte interaction entre les caractéristiques spatio-temporelles de l'échantillonnage et les déplacements des espèces dominantes introduit un bruit de fond intense dans les valeurs ponctuelles mesurées pour tous les paramètres de communauté et de population tels que les indices de diversité, la biomasse totale et le taux de croissance. Cependant, les résultats suggèrent que, si ce bruit était éliminé, la diversité spécifique, le taux de parasitisme et le taux d'anomalies morphologiques seraient fortement corrélés au niveau de stress environnemental. Ces observations ont permis d'établir l'ébauche d'un indice d'intégrité biotique adapté à l'estuaire moyen du Saint-Laurent et de suggérer des changements pour la suite du suivi.

ABSTRACT

The adundance and morphological characteristics of fishes at four intertidal sites in the middle St.Lawrence Estuary in late summer are monitored annually since 1989. Results for the first two years show that spatio-temporal fluctuations of fish abundance can be expressed as a two dimensional space where the first dimension corresponds to the longitudinal salinity gradient and the second, to a spatio-temporal environmental stress gradient correlated with water temperature and the level of short-term tida variability.

A strong interaction between the spatio-temporal characteristics of the sampling procedure and the movements of dominant species introduces a strong noise in point measurements of all community and population parameters such as diversity indexes, frequency of parasitism and growth. However, results suggest that, without this noise, species diversity, frequency of parasitism and frequency of morphological anomalies would be strongly correlated with the level of environmental stress. These findings are used as a basis for a biotic integrity index adapted to the middle St.Lawrence Estuary and to recommend changes for the continuation of the monitoring program.

INTRODUCTION

Dans le cadre du Programme d'évaluation des écosystèmes du Plan d'action du Saint-Laurent, le ministère des Pêches et des Océans du Canada a entrepris en 1989 un suivi annuel de la communauté ichtyenne de l'estuaire moyen du Saint-Laurent. Ce secteur a été choisi parce qu'on y retrouve une zone de turbidité maximale où les sédiments charriés par le fleuve sont temporairement entrappés (Kranck 1979) et où la concentration de polluants en suspension est particulièrement élevée (Bewers et Yeats 1978, Gobeil *et al* 1983).

Les communautés ichtyennes ont été utilisées avec succès pour caractériser l'état des écosystèmes en eau douce (Hugues et Gammon 1987, Karr *et al* 1986). Dans le cas de l'estuaire moyen, on a observé des concentrations élevées en mercure et en BPC dans la chair des poissons de la zone de turbidité maximale (Boudreault 1977, Gagnon *et al* 1991) et il est possible que l'état de la communauté ichtyenne de l'Estuaire moyen soit influencé par les substances toxiques en provenance du tronçon fluvial.

Les résultats de la première année du suivi (1989) ont déjà fait l'objet d'un rapport (Massicotte *et al* 1990). Le présent rapport reprend les données de 1989 avec les nouvelles données du suivi de 1990 et a comme objectif de déterminer dans quelle mesure les différents paramètres de communauté et de population ichtyennes peuvent constituer des indices utiles pour caractériser l'état de l'écosystème du Saint-Laurent.

MATÉRIEL ET MÉTHODES

PLAN D'ÉCHANTILLONNAGE

Le suivi ichtyologique en 1989 et 1990 a été réalisé à quatre sites (Figure 1): Montmagny et Cacouna, sur la rive sud, et Saint-Joseph-de-la-Rive et Saint-Joachim, sur la rive nord. À chaque site, trois stations distancées en moyenne de 1,5 km ont été échantillonnées. Chaque site a été visité deux fois en 1989 et deux fois en 1990 à la fin de l'été (mi-août à mi-octobre). Les deux visites étaient espacées d'environ 1 mois. Les deux tournées de 1990 ont été réalisées dans la séquence inverse de celles de 1989 et ont débuté 10 à 15 jours plus tôt qu'en 1989.

MESURES PHYSICO-CHIMIQUES

En 1989, les caractéristiques physico-chimiques de l'eau à chaque station ont été mesurées dans l'infralittoral, à marée basse seulement. La température, la salinité, le pH et la concentration en oxygène dissous étaient mesurés en surface et à tous les mètres sous la surface. La turbidité et la couleur étaient déterminées sur un échantillon d'eau prélevé à 50 cm sous la surface au même endroit. Enfin, la transparence de l'eau était mesurée à l'aide d'un disque de Secchi. En 1990, les mêmes paramètres ont été mesurés à chaque station une fois à marée haute, à 0,5 m sous la surface, dans la zone infralittorale, et une fois au début du montant (sauf la transparence de l'eau), juste sous la surface, dans la partie inférieure du médiolittoral.

Puisque les courants de marée sont déphasés par rapport à l'élévation de surface et que ce déphasage varie selon le secteur de l'estuaire, l'écart entre les mesures ponctuelles faites à marée haute et à marée basse n'est pas nécessairement proportionnel à l'importance de la variabilité temporelle à court terme caractérisant une station. De plus, les mesures ponctuelles de courant ne sont pas comparables d'un site et d'une période à l'autre.

Un indice de l'importance de l'écart de salinité entre l'étale de marée haute et l'étale de marée basse (ES) à chaque site et chaque visite a été obtenu en multipliant les valeurs de ES moyennes données par Partenscky et Louchard (1967) pour la section de l'estuaire où est situé le site par le rapport de l'amplitude des marées au moment de la visite sur l'amplitude moyenne annuelle des marées au site.

Un indice de la vitesse moyenne des courants (VC) de chaque site et chaque visite a été obtenu par la formule suivante:

$$VC_{ij} = \frac{(F_i + J_i)\, A_{ij}}{4\, A_i}$$

où F_i et J_i sont, respectivement, la vitesse maximale des courants pendant le flot et le jusant indiqué sur les cartes marines à la

station la plus rapprochée du site j et A_v et A_j sont, respectivement, l'amplitude moyenne des marées au site j lors de la visite v et l'amplitude moyenne annuelle des marées au site j (table des marées).

Un indice du degré d'exposition (DE) du site a été obtenu par la formule suivante:

$$DE_j = \frac{1}{3} \sum_{k=1}^{3} \frac{1}{360} \sum_{\emptyset=0}^{360} L_{k\emptyset}$$

où $L_{k\emptyset}$ est la distance d'eau libre dans une direction de Ø degrés à partir de la $k^{ième}$ station du $j^{ième}$ site.

Le Tableau 1 donne les méthodes utilisées pour le calcul de 5 autres variables caractérisant les sites d'échantillonnage. La concentration en oxygène dissout, le pH et la couleur de l'eau n'ont pas varié significativement entre les sites et les tournées et ces paramètres ont conséquemment été exclus des analyses.

MÉTHODES DE PÊCHE

À chacune des quarante-huit (48) stations-visites, la pêche a été réalisée à l'aide d'une trappe en filet, d'un filet maillant expérimental et d'une senne de rivage. La trappe en filet utilisée est de type "Alaska" avec une maille étirée de 1,27 cm. Son cadre à l'entrée mesure 1,8 m de largeur par 1,1 m de hauteur et 1,8 m de profondeur. L'entrée donne ensuite sur une série de 6 cerceaux de 75 cm de diamètre dont le premier est muni d'un entonnoir avec un ouverture de 15 cm de diamètre. Le guideau central mesurait 50-75 m par 1 m de hauteur et les ailes, 15-25 m de longueur par 1 m de hauteur selon la largeur de l'estran. La trappe était installée à marée basse dans la partie inférieure du médiolittoral avec son ouverture faisant face à la rive, son guideau orienté perpendicu-lairement à la rive et ses ailes, à un angle de 45-50° par rapport au guideau. Elle était relevée après 24 h.

Le filet maillant expérimental était constitué de 6 panneaux de 7,6 m de longueur par 2,4 m de hauteur avec une maille étirée variant de 2,5 à 10,0 cm. En 1989, il était ancré par ses deux extrémités, perpendiculairement à la rive, dans l'infralittoral (au moins 1 m d'eau à marée basse). En 1990, il était ancré parallèlement à la rive dans le même milieu (1 m d'eau à marée basse). Le filet maillant était mouillé à marée haute et relevé 24 heures plus tard.

La senne de rivage munie d'une poche mesurait 23 m de long par 1,5 m de haut et avait une maille étirée de 0,6 cm. Cet engin était utilisé dans 0,5 à 1,5 m d'eau dans le médiolittoral supérieur à marée haute ou encore à la limite inférieure des marais, à mi-marée, lorsqu'un marais occupait le haut de l'estran. Chaque trait était réalisé parallèlement à la rive sur une distance de 15 m avant de refermer les deux extrémités de la senne. À chaque station, ce travail était répété tant que de nouvelles espèces n'apparaissaient plus dans les captures. Les nombres totaux capturés ont été ramenés à des abondances par unité de surface couverte par la senne (moyenne de 300 m^2 par trait).

ANALYSE DE CAPTURES

Les captures étaient triées par espèce et dénombrées. À chaque station et tournée, 25 spécimens par espèce et engin de pêche étaient prélevés au hasard, mesurés (longueur totale et à la fourche), pesés, sexés et examinés pour déceler la présence d'anomalies morphologiques et de parasites extérieurs (incluant les branchies). Enfin, 10 des 25 individus étaient choisis de façon à échantillonner toutes les classes de taille présentes. Sur ce sous-échantillon, on prélevait l'estomac, on relevait la présence de parasites internes et on prélevait des écailles ou des structures osseuses pour la détermination de l'âge. Le contenu stomacal de toutes les espèces a été analysé en laboratoire tandis que l'âge n'a été déterminé que pour le poulamon et l'éperlan (lecture d'otolithes). Les espèces ont été classifiées selon la principale composante en diversité de proie de leur contenu stomacal (Tableau 5).

ANALYSES UNIVARIÉES

Paramètres de population

Pour les espèces les plus abondantes, une série de paramètres ont été calculés pour chaque site-visite. Ces paramètres sont: l'abondance et la taille moyenne des jeunes de l'année (0+) et de la cohorte 1+, le pourcentage de parasitisme et d'anomalies morphologiques de l'ensemble des individus.

Les méthodes de calcul sont présentées au Tableau 2.

Paramètres de communauté

Un total de 19 paramètres de communauté ont été calculés pour chaque site-visite. Ils sont présentés au Tableau 3 avec les formules utilisées pour leur calcul.

ANALYSES MULTIVARIÉES

L'analyse multivariée des données à été réalisée selon deux approches principales. Pour comparer les stations, les sites, les visites et les années d'échantillonnage en fonction de la composition des captures de poisson, un indice d'abondance de chaque espèce qui combine les captures des trois engins de pêche a d'abord été choisi (voir les résultats). Toutes les analyses subséquentes ont été réalisées avec les indices d'abondance transformées par la relation log (x + 1). D'autre part, on a chosi comme mesure d'association entre les stations, sites, visites et/ou années, la dissimilarité de Bray et Curtis (Legendre et Legendre 1984).

La méthode d'ordination en espace réduit des résultats utilisée est le cadrage multidimensionnel (méthode de Guttman; logiciel SYSTAT). Les principaux axes ont été correlés à l'abondance des espèces, aux paramètres physiques et aux paramètres de communauté en utilisant le tau de corrélation de Kendall (Sokal et Rohlf 1969). Ils permettent d'expliquer l'ordination en espace réduit des communautés ichtyologiques. Les équations de régression des principaux paramètres physiques sur les axes du cadrage multidimensionnel ont été établies par régression non linéaire (stepwise non linear regression; logiciel SYSTAT).

Le centroïde de chaque espèce dans l'espace réduit du cadrage multidimensionnel a été obtenue en calculant pour chaque dimension la coordonnée moyenne pondérée de l'espèce selon la formule:

$$X_{ir} = \frac{\sum_{j} [X_{jr} (\log (y_{ij} + 1))]}{\sum_{j} \log (y_{ij} + 1)}$$

où y_{ij} est l'abondance de l'espèce i au site-visite j; X_{jr} est la coordonnée du site-visite j où l'espèce i est présente dans la dimension r.

Pour comparer les sites, visites et années en fonction des paramètres physico-chimiques, les données ont d'abord été centrées et réduites pour ensuite être soumises à une analyse en composantes principales (Legendre et Legendre 1984)

La niche des principales espèces a été déterminée en utilisant les résultats de la précédente analyse et la méthode de MacNally et Doolan (1986). Selon cette méthode, la niche d'une espèce est caractérisée par sa distance (Y) et son étendue (B). La distance (Y) de la niche d'une espèce correspond à la distance entre le centroide de la distribution de cette espèce dans l'espace définit par les paramètres physiques et l'origine de l'espace réduit; elle est obtenue par la formule:

$$Y_i = \frac{\sum_{r} (W_r X_{jr})}{\sum_{r} W_r}$$

où Y_i est la distance de la niche de l'espèce i; W_r est la quantité de variance expliquée par la $r^{ième}$ composante principale; X_{jr} est la coordonnée du $j^{ième}$ site où l'espèce i est présente sur le $r^{ième}$ axe principal.

L'étendue (B) de la niche d'une espèce correspond à l'écart type des coordonnées dans l'espace réduit des stations où l'espèce est présente. Elle est obtenue par la formule:

$$B^2_i = \frac{\sum_{r} (W^2_r S^2_{ir})}{\sum_{r} W^2_r}$$

où

$$S^2_{ir} = \frac{\sum_{j} (X_{jr})^2 - (\sum_{j} X_{jr})^2/n}{n-1}$$

et n est le nombre de sites où l'espèce est présente.

RÉSULTATS ET DISCUSSION

CARACTÉRISTIQUES DU SECTEUR À L'ÉTUDE

La Figure 1 présente les subdivisions biogéographiques de l'estuaire du Saint-Laurent telles qu'établies par Bousfield (1953) à partir de la distribution du benthos intertidal. On retrouve quatre secteurs distincts dans la région où a été réalisé le suivi. Ces secteurs sont délimités par trois frontières plus ou moins précises selon la saison. La première limite entre Saint-Joachim et Cap Saint-Ignace correspond à la limite amont maximale de pénétration de l'eau salée et de la zone de turbidité maximale à la fin de l'été. La deuxième démarcation, entre Petite-Rivière et Pointe-Ouelle, correspond à la limite de pénétration de plusieurs espèces marines euryhalines; elle correspond aussi à la limite aval de la zone de turbidité maximale en automne. La troisième démarcation, entre Baie-Saint-Paul et Rivière-du-Loup, correspond à la limite de pénétration de plusieurs espèces marines côtières sténohalines et à la limite aval de la zone de turbidité maximale à la fin du printemps (Lucotte et d'Anglejan 1986).

Le secteur I correspond à l'estuaire fluvial. Il est caractérisé par des eaux douces pouvant atteindre un maximum de 25°C en août (Beaulieu, 1971) et par des courants de marée relativement intenses (max > 100 cm/sec) jusqu'à plusieurs kilomètres en amont de Québec. Les rives de la partie aval de ce secteur sont occupées par de vaste marais à scirpe. L'estuaire fluvial abrite une communauté ichtyologique distincte du reste du fleuve; celle-ci est caractérisée par l'abondance du meunier rouge, du grand corégone et du fondule barré et par la faible abondance de cyprinidés, de moxostones et d'ictaluridés (Montminy *et al* 1979, Robitaille et Mailhot 1989).

Le secteur II correspond à la zone de turbidité maximale à la fin de l'été et en automne. Il est caractérisé par une faible profondeur (< 15 m), des courants de marée intenses (max de 250 cm/sec), des eaux saumâtres (salinité de 0-10) et relativement chaudes à la fin de l'été (max > 20°C). L'estran, lorsque présent, est couvert d'une épaisse couche de vase où se développent de vastes marais à scirpe. La zone de turbidité maximale est le site d'une très grande productivité zooplanctonique dominé par des espèces typiquement estuariennes et sert d'aire d'alevinage pour l'éperlan et le poulamon (Bousfield *et al* 1975, Laprise et Dodson 1989).

Le secteur III est caractérisé par des gradients de salinité et de température très prononcés créés par l'aboutissement amont de chenaux profonds (> 50 m) où pénètrent les eaux marines de l'estuaire maritime. Ce secteur est caractérisé par des eaux de salinité intermédiaire (10-22) et relativement froides (max de 15°C) et des courants de marée intenses (max > 300 cm/sec). L'estran, lorsque présent, est occupé par des marais à spartine. La production zooplanctonique y est moins élevée que dans le secteur II et est dominée par des espèces côtières euryhalines. Ce secteur constitue l'aire d'alevinage du hareng (Fortier et Leggett 1983).

Le secteur IV est caractérisé par des profondeurs dépassant le plus souvent 50 m, des eaux marines côtières (salinité de 23 à 29) et froides (max < 15°C) en surface et des eaux franchement marines (salinité de ~30) et très froides (max < 5°C) en profondeur. Les courants de marée y sont moins intenses qu'en amont (max < 200 cm/sec).

CARACTÉRISTIQUES PHYSICO-CHIMIQUES DES SITES D'ÉCHANTILLONNAGE

Le Tableau 4 présente les valeurs moyennes de 13 variables physico-chimiques telles que définies dans le Tableau 3 pour chacun des sites et des tournées de 1989 et 1990.

Montmagny (MMY)

Le site de Montmagny (Figure 2) est situé dans la partie aval de l'estuaire fluvial (secteur I). Les trois stations sont réparties le long d'un rivage relativement rectiligne en bordure du chenal sud (profondeur maximale de 10 m). Le supralittoral et la partie supérieure du médiolittoral de ce site sont dominés par les affleurements rocheux séparés par de petites plages de sable grossier. Le médiolittoral inférieur est en pente très faible (largeur maximale de 350 m en aval) et est constitué d'une plage de schiste recouverte d'une couche de vase nue

très mince en amont et beaucoup plus épaisse en aval. Des marais à scirpe de faible superficie sont situés à l'abri des principaux affleurements rocheux. Par contre, juste en aval du site, un vaste marais occupe le médiolittoral supérieur jusqu'à Montmagny. En 1990, seule la station aval a été échantillonnée au cours de la première visite, et cela à trois reprises. Lors de la deuxième visite de 1990, la station aval a été échantillonnée deux fois et la station amont n'a pas été échantillonnée.

L'amplitude des marées à ce site est en moyenne de 5 m. La salinité de l'eau sur le site n'a jamais dépassé 0,1, même à marée haute, dans l'infralittoral. La température de l'eau est passée de 22 à 9°C de la mi-août à la mi-octobre. La turbidité de l'eau à marée haute n'a pas dépassé 38 UTN tandis qu'à marée basse, elle dépassait régulièrement 150 UTN. En une occasion, une heure avant la marée basse, la turbidité a atteint 620 UTN.

Saint-Joachim (SJM)

Le site de Saint-Joachim (Figure 2) est situé à la limite des secteurs I et II, sur la rive nord du chenal de l'île d'Orléans (profondeur max de 14 m). Ce site relativement abrité est caractérisé par un large estran occupé dans sa partie supérieure par un marais à scirpe. La partie inférieure du médiolittoral est recouverte par la vase nue. Deux des trois stations de ce site sont situées face à l'embouchure d'un petit ruisseau.

L'amplitude moyenne des marées à ce site est de 5 m. La salinité maximale enregistrée au cours du suivi a été de 1,5. La température moyenne de l'eau y est passée de 23°C à la fin août à 14°C à la fin septembre. Les courants de marée à ce site atteignent une vitesse maximale de 100 cm/sec (Troude *et al* 1983). La turbidité à marée basse dépassait 200 UTN et, à marée haute, n'a jamais dépassé 20 UTN. Selon Troude *et al* (1983), les maxima de turbidité, dépassant 600 UTN, sont observés au milieu du jusant et du flot à ce site.

Saint-Joseph-de-la-Rive (SJR)

Le site de Saint-Joseph-de-la-Rive (Figure 2) est situé dans la baie des Éboulements. L'estran dans cette baie est peu abrité et atteint une largeur maximale de 1 000 m. Il est partiellement isolé du chenal de l'Ile-aux-Coudres (profondeur max de 65 m) par un cordon de blocs glaciels. Le médiolittoral supérieur est occupé, dans la partie amont, par un marais à spartine peu étendu et, dans la partie aval, par une plage de sable grossier. Le médiolittoral inférieur est constitué d'une plage de schiste recouverte d'une couche de sable de plus en plus vaseux en se déplaçant vers l'amont. Deux des trois stations étaient situées à l'embouchure d'un ruisseau.

Ce site est situé à la limite aval du secteur III où les gradients horizontaux de température et de salinité sont très prononcés. La salinité moyenne de l'eau n'a varié que de 16 à 17 de la fin août à la fin septembre. Par contre, les écarts entre la marée haute et la marée basse étaient très importants (écart de 6,8 à la fin septembre) et l'aurait probablement été encore plus si les mesures avaient été faites à la fin du jusant (MB + 2,5h) et du flot (MB + 2,0 h). Le site de Saint-Joseph est le moins turbide des quatre sites; la turbidité n'y a jamais dépassé 10 UTN.

Cacouna (CAC)

Le site de Cacouna (Figure 2) est situé à la frontière entre le secteur III et le secteur IV, sur une côte rectiligne abritée en partie par des hauts-fonds longeant la côte à 1,6 km du rivage et par le cap formé par le port de Gros Cacouna, en aval. L'estran de ce site a une largeur de moins de 125 m sauf dans sa partie aval, dans l'anse de Cacouna, où il dépasse 600 m de largeur. Le supralittoral est occupé par une mince plage de sable grossier et les affleurements rocheux sont nombreux dans le médiolittoral supérieur. Le médiolittoral inférieur est constitué d'une plage de schiste recouverte d'une mince couche de sable, de vase et de pierres où les fucacées se sont développées en touffes et où les blocs glaciels abondent.

Le suivi à ce site a été réalisé après le retrait estival de la zone de turbidité maximale vers l'amont et la pénétration des eaux salées dans le secteur III (Lucotte et d'Anglejan 1986). Lors des tournées, la salinité n'a jamais baissé sous 22, même à marée basse pendant les marées de morte-eau. La salinité

varie peu en fonction du cycle des marées à ce site. La température moyenne de l'eau est passée de 14,5°C à la fin août à 6,5°C au début du mois d'octobre.

L'eau est peu turbide. La plupart des valeurs enregistrées à marée haute et à marée basse (correspondant pour ce site au milieu du jusant et du flot, respectivement) n'ont pas dépassé 10 UTN.

ESPÈCES CAPTURÉES

Au cours des deux années de suivi, un total de 35 espèces de poisson différentes ont été capturées. Des 164 espèces de poisson recencées dans le fleuve Saint-Laurent et dans l'estuaire maritime, de part et d'autre de la zone à l'étude (Leim et Scott 1972, Robitaille et Mailhot 1989, Scott et Crossman 1974, Vladikov et Tremblay 1935), on a documenté la présence de 50 d'entre elles dans les secteurs II et III à un moment ou un autre de l'année (Tableau 5). De ces espèces potentielles, 20 n'ont pas été capturées au cours du suivi. La plupart de ces dernières sont rares, ne sont présentes dans l'estuaire moyen qu'à la fin du printemps ou encore ne font que des excursions occasionnelles dans la zone à l'étude. On ne connaît aucune espèce de poisson dont la distribution est restreinte à l'estuaire moyen. D'autre part, 5 espèces d'eau douce reconnues pour éviter les eaux salées même très diluées (*Ictalurus nebulosus, Coregonus artedii, Aplodinotus grunniens, Micropterus dolomieui* et *Ichtyomyzon unicuspis*) ont été capturées au cours du suivi. Seulement quelques individus de ces espèces ont été capturés aux sites de Montmagny et de Saint-Joachim.

VARIABILITÉ DES CAPTURES EN FONCTION DES ENGINS DE PÊCHE

En 1989 et 1990, la trappe a été responsable de 76,1 % des captures (en nombre d'individus), la senne, 20,6 %, et le filet maillant, seulement 3,2 % (Tableau 6). Ce dernier a permis de capturer surtout des adultes, la trappe, surtout des immatures et la senne, en grande majorité des immatures.

Les captures des différentes espèces dans le filet maillant sont significativement corrélées (positivement) à celles réalisées dans la trappe (Tableau 7). Il en est de même pour les captures de la senne. Par contre, les captures du filet maillant et de la senne ne sont pas corrélées.

Le filet maillant a capturé 22 des 35 espèces et est responsable des seules captures de cisco de lac, d'achigan à petite bouche et de sigouine de roche. De plus, les captures d'esturgeon noir (7 individus), de gaspareau (5 individus) et, surtout, de hareng et d'adultes de corégone ont été plus abondantes dans cet engin que dans les deux autres réunis. L'esturgeon noir et le hareng ne fréquentent qu'occasionnellement la zone intertidale (Dutil et Fortin 1983, Trencia 1990).

La senne n'a permis de capturer que 18 des 35 espèces. Deux espèces (épinoche à neuf épines et capelan) n'ont été capturées que dans cet engin et 99 % des captures d'épinoche à trois épines et de fondule barré et 82 % des captures de bar-perche (tous des juvéniles) y ont été faites.

La trappe est plus efficace et moins sélective que les deux autres engins; elle a permis de capturer 30 des 35 espèces. Huit espèces ont été capturées exclusivement dans cet engin. Pour neuf autres espèces, plus de 75 % des captures y ont été faites.

INDICE D'ABONDANCE

Bien que la trappe apporte beaucoup plus d'information sur les communautés ichtyennes que les deux autres engins et que les captures dans ces derniers soient corrélées positivement à celles de la trappe, il n'en demeure pas moins que la senne et le filet maillant fournissent chacun une information distincte pour certaines espèces importantes. L'indice d'abondance des espèces à une station devrait donc combiner l'information fournie par les trois engins.

Les captures du filet maillant et de la senne représentent sans doute le résultat d'un effort de pêche plus faible que celui réalisé avec la trappe. Cependant rien ne permet de déterminer dans quelle mesure cela est vrai et il est conséquemment impossible de déterminer l'importance relative à accorder aux captures de chaque engin sur cette base.

Dans le contexte du suivi ichtyologique, le "signal" qu'on désire capter est la variabilité spatiale à grande échelle (entre les sites) et

les grandes tendances dans l'évolution annuelle des communautés. On cherchera donc à réduire le "bruit" attribuable à la variabilité spatiale et temporelle à court terme en regroupant les données provenant de plusieurs stations et plusieurs visites au même site. Pour les mêmes raisons, l'importance relative qui devrait être accordée à chaque engin de pêche est celle qui maximise le rapport "signal/bruit", c'est-à-dire qui maximise le rapport de la variabilité intersite sur la variabilité intrasite. En d'autres termes, il s'agit de déterminer quelle est la combinaison des captures des engins qui fait que l'indice d'abondance est le moins dépendant de la position des stations sur le site et des dates d'échantillonnage du site.

Afin de déterminer cette combinaison optimale selon le critère établi ci-dessus, la dissimilarité de Bray et Curtis a été utilisée comme mesure de la variabilité des ensembles d'espèces entre les 48 stations échantillonnées en 1989 et 1990. Différentes combinaisons des trois engins ont été testées; elles faisaient varier l'importance relative des captures du filet maillant et/ou de la senne par rapport aux captures de la trappe qui, elles, étaient maintenues à leur niveau réel. Pour chaque combinaison, on a calculé le rapport de la dissimilarité moyenne des stations n'appartenant pas au même site sur la dissimilarité moyenne des stations appartenant au même site (Tableau 8). Le rapport maximal a été obtenu pour la combinaison suivante:

Indice d'abondance= [(captures de la trappe X 1)
+(captures du filet maillant X 10)
+(captures de la senne par 1000 m^3)]

Même avec cette pondération, la trappe demeure de loin l'engin de pêche qui contribue le plus à l'indice d'abondance. Il faut insister sur le fait que cette pondération n'a aucunement comme objectif de standardiser l'effort de pêche des trois engins; elle ne sert qu'à minimiser la différence entre les stations et visites d'un même site. Elle est optimale pour les données de 1989 et 1990 mais pourrait être différente dans les années futures.

VARIABILITÉ SPATIALE À PETITE ÉCHELLE

La Figure 3 présente l'ordination en espace réduit par cadrage multidimensionnel des 48 stations-visites de 1989 et 1990 obtenue, d'une part, en utilisant seulement les données de la trappe et, d'autre part, en utilisant l'indice d'abondance décrit ci-dessus. Dans ces figures, les stations d'un même site et d'une même tournée portent le même chiffre. L'indice d'abondance pondéré a eu pour effet d'augmenter sensiblement le rapport de la distance intersite sur la distance intrasite. La distance entre les trois stations d'un même site et d'une même tournée est très faible sauf dans deux cas (9 et 14) où moins de 20 poissons ont été capturés dans les trois engins de pêche à au moins une des trois stations du site.

VARIABILITÉ SPATIALE À GRANDE ÉCHELLE ET VARIABILITÉ TEMPORELLE

Les données des trois stations d'un même site et d'une même visite ont été regroupées avant de procéder à une nouvelle ordination en espace réduit. Les résultats pour les 16 sites-visites sont présentés à la Figure 4. Les deux premières dimensions expliquent 92 % de la variabilité. On remarque d'abord que presque toute la variabilité temporelle (entre les visites et les années) se retrouve dans la deuxième dimension. La première dimension distingue donc les sites à l'aide de facteurs qui demeurent constants à l'échelle du suivi (mi-août à mi-octobre, 1989-1990). Le Tableau 9 montre que cette dimension est expliquée par l'opposition des espèces dulcicoles et marines; elle correspond au gradient amont-aval et est fortement corrélée à la salinité de l'eau (Tableau 10). La position d'un site le long du gradient amont-aval peut être prédite par la relation:

Coordonnée dans la 1ère dimension =

$$-0{,}57 + 1{,}34\ (\log\ (SA+1)) - 0{,}10\ (AR);\ r^2 = 0{,}95$$

où SA est la salinité de l'eau et AR l'importance des affleurements rocheux.

Les coefficients de corrélation standardisés sont respectivement 0,965 et -0,340 pour log (SA+1) et AR; ce qui indique que la salinité est trois fois plus importante que la présence d'affleurements rocheux dans cette régression.

La deuxième dimension ordonne les sites-visites autant sur le plan temporel que spatial. Cette dimension est expliquée par des spèces

dont l'abondance varie considérablement d'août à octobre et par des espèces marines qui sont plus abondantes à SJR qu'à CAC (Tableau 9). Elle est fortement corrélée au ES, à la température de l'eau et à la distance des marais (DM) (Tableau 10). La position d'un site-visite dans la deuxième dimension peut être prédite par la relation:

Coordonnée dans la $2^{ième}$ dimension =

$1{,}63 - 1{,}81 (\log (TE)) + 0{,}14 (ES) + 0{,}11 (DM)$; $r^2 = 0{,}93$

Les coefficients de régression standardisés sont respectivement de -0,528, 0,500 et 0,232 pour log (TE), ES et DM. Précisons aussi que le mauvais fonctionnement d'un engin de pêche à une station-visite se répercutera sur la position du site dans cette dimension.

La deuxième dimension ordonne donc les sites-visites en fonction de facteurs qui varient sur le plan temporel à l'échelle du suivi (août à octobre). Ces facteurs sont ou sont fortement corrélés à la température de l'eau qui diminue d'août à octobre et au ES qui varie en fonction de l'amplitude des marées et de l'importance du débit du fleuve. La composante spatiale de l'ordination dans la deuxième dimension est attribuable au fait que la température et le ES varient aussi sur le plan spatial. La température est plus élevée aux stations amont et le ES est maximal au centre de l'estuaire moyen dans la région de SJR, d'où une ordination spatiale différente de celle obtenue dans la première dimension.

Compte tenu de ce qui a été discuté ci-dessus, on peut affirmer que les résultats du suivi de 1990 sont tout à fait similaires à ceux de 1989 exception faite de la deuxième visite à CAC (Figure 4) où la différence pourrait être attribuable à des problèmes d'échantillonnage.

PARAMÈTRES DE POPULATION

Le suivi ichtyologique tel qu'il a été réalisé en 1989 et 1990 n'est pas adapté au suivi des populations des différentes espèces présentes dans l'estuaire moyen du Saint-Laurent. L'abondance de la plupart des espèces montre de très fortes fluctuations temporelles à chacun des sites échantillonnés. Ces fluctuations sont souvent difficiles à interpréter en termes de déplacement vers l'amont où vers l'aval ou encore de la zone intertidale vers le large ou l'inverse. La forte variabilité temporelle liée aux déplacements de, parfois, plus d'une population distincte de la même espèce produit un biais important dans le calcul des paramètres de population.

Les quatre paramètres les plus susceptibles d'apporter une information valable sur l'état des populations sont le taux de croissance, le niveau de recrutement et les pourcentages de parasitisme et d'anomalies morphologiques. Nous illustrons ci-dessous avec quelques exemples le faible niveau de fiabilité qu'il est possible d'obtenir pour ces paramètres dans le cadre du suivi.

Poulamon atlantique

Le poulamon atlantique domine largement la communauté ichtyenne de l'estuaire moyen du Saint-Laurent, il était présent à 45 des 48 stations-visites. Son centre d'abondance maximale à la fin de l'été est situé quelque part entre les quatre sites échantillonnés. Selon Dutil et Fortin (1983), les jeunes de l'année (0+) quittent la zone intertidale de la région de Kamouraska, situé au centre de l'estuaire moyen, au cours du mois de septembre. D'autre part, les résultats du suivi montrent que la migration de fraye vers l'amont débute dès le mois de septembre et que la cohorte (0+) suit les adultes. En effet, l'indice d'abondance de cette cohorte à MMY et à SJM augmente considérablement d'août à octobre (Figure 5).

Les indices mesurant l'importance des cohortes 0+ et 1+ dans l'estuaire en 1989 et 1990 (moyenne de l'indice d'abondance des quatre sites) sont présentés au Tableau 11. L'importance de la cohorte 0+ en 1989 et 1990 est similaire tandis que celle de la cohorte 1+ est deux fois plus élevée en 1990 qu'en 1989.

D'autre part, la Figure 6 présente l'évolution de la taille moyenne du poulamon 0+ à chaque site en 1989 et 1990. On remarquera d'abord que la taille moyenne était plus élevée en 1990 qu'en 1989. Les résultats suggèrent aussi que la taille augmente de l'amont vers l'aval. Enfin, le taux de croissance apparent varie considérablement selon le site et l'année. Enfin, le taux de parasitisme de toutes les classes d'âge (Figure 7) augmente considérablement aux sites amont pendant les

suivis de 1989 et 1990 alors qu'il demeure faible aux sites aval. Quant à la présence d'anomalies morphologiques, elle n'a été observée sur plus de 0,5 % des individus qu'à Saint-Joachim, lors de la visite la plus tardive faite à ce site (le 1er octobre 1990) alors que 13 % des poulamons avaient les yeux opaques. Les résultats suggèrent fortement que ces deux paramètres atteignent des valeurs maximales au centre de l'estuaire moyen à la fin de l'été, avant le début de la migration du poulamon vers l'amont.

Les résultats présentés ci-dessus montrent que les indices de recrutement, de croissance, de parasitisme et d'anomalies calculés à partir des données du suivi varieront considérablement selon le synchronisme entre les visites aux différents sites et les déplacements du poulamon et que ces déplacements ne peuvent être prédits avec précision. Pour le poulamon, les indices de population obtenus pourront difficilement servir à suivre l'évolution annuelle de l'état de la population à moins qu'il ne s'agissent de perturbations majeures comme c'est probablement le cas pour la faible abondance de la cohorte 1+ en 1989 (Mailhot *et al* 1989). Des indices plus fiables seraient obtenus en réalisant le suvi à des stations supplémentaires situées à proximité du centre d'abondance de l'espèce (milieu de l'estuaire moyen) et avant que les déplacements ne s'intensifient (début août à fin septembre).

Alose savoureuse

L'alose savoureuse est un exemple typique de l'interaction indésirable entre les caractéristiques spatio-temporelles de l'échantillonnage et celles des déplacements de l'espèce. Les jeunes de l'année de cette espèce ne font que transiter dans l'estuaire; ils n'ont été capturés en abondance (> 100 ind. par station) qu'entre le 29 août et le 15 septembre. Or, en 1989, trois sites ont été visités pendant cette période alors qu'en 1990, seulement un l'a été. Il n'est donc pas surprenant que l'indice d'abondance de 1989 soit deux fois plus élevé qu'en 1990 (Tableau 11). En fait, lorsque l'espèce était de passage dans l'estuaire, l'abondance de cette espèce en 1990 était tout à fait comparable à celle enregistrée en 1989.

Autres espèces

Les indices d'abondance des cohortes 0+ et 1+ des espèces moins abondantes (Tableau 11) calculés pour 1989 diffèrent presque tous considérablement de ceux de 1990 et, cela, fort probablement en raison de la forte interaction entre les caractéristiques spatio-temporelles de l'échantillonnage et celles des déplacements du poisson. Il est possible que de tels indices ne permettent même pas de reconnaître des perturbations d'ordre majeur. Par contre, l'indice d'abondance de l'ensemble des cohortes présentées semble plus stable (il représente 70 % des captures totales de chaque année). Nous pensons que ce résultat n'est pas une coïncidence et que le suivi ne permettra une approche fiable qu'au niveau de la communauté et des espèces dominantes.

CENTROÏDE ET NICHE DES ESPÈCES

La Figure 8 présente la position du centroïde de chaque espèce dans l'espace réduit décrit à la section précédente. Les espèces estuariennes sont positionnées à proximité de l'origine de la première dimension, qui correspond au centre de l'estuaire moyen. Les espèces dulcicoles se retrouvent à la gauche de l'origine et les espèces marines, à la droite. Pour les espèce estuariennes, la position des immatures est différente de celle des adultes. Les adultes de la plie rouge, de la plie lisse et du corégone pénètrent plus dans l'estuaire moyen que les immatures, tandis qu'on observe le contraire pour le bar-perche. Par contre, les immatures du poulamon et de l'éperlan se retrouvent à peu près à la même position le long du gradient amont-aval que les adultes, soit au centre de l'estuaire moyen.

La position des espèces dans la deuxième dimension doit être interprétée avec prudence, et cela, particulièrement dans le cas des espèces estuariennes, parce que le gradient de ES n'a pas été échantillonné de façon optimale lors du suivi. En effet, dans le cas du poulamon par exemple, les données obtenues situent son centroïde dans le centre de l'estuaire moyen où on enregistre les ES les plus élevés (Partenscky et Louchard 1967). Puisqu'aucune station n'a été échantillonnée dans ce secteur, la très forte contribution de ces stations au calcul du

centroïde n'apparaît pas et la position du poulamon dans la deuxième dimension est beaucoup plus rapprochée de l'origine qu'elle ne l'est en réalité. Bref, plus le véritable centroïde de distribution d'une espèce est éloigné des stations d'échantillonnage, plus la position du centroïde calculé risque d'être biaisée.

La Figure 9 présente les résultats de l'analyse en composantes principales des paramètres physico-chimiques fortement corrélés aux deux dimensions du cadrage multidimensionnel. Les trois axes principaux expliquent respectivement 65,1, 27,3 et 7,5 % de la variabilité. Les visites à un même site se positionnent ici aussi le long d'un axe temporel oblique aux axes principaux. L'espace réduit formé par le premier et troisième axe ordonne les sites-visites selon un patron tout à fait identique à celui obtenu à la Figure 4: un premier axe spatial correspondant au gradient amont-aval et un deuxième axe spatio-temporel expliqué par l'opposition de la température et du ES. Le deuxième axe principal expliqué par la corrélation positive entre la température et le ES n'aurait aucune signification pour la communauté ichtyenne.

La Figure 10 présente la relation entre la distance et l'étendue de la niche de chacune des espèces calculée à partir de la première et troisième composantes principales. Comme dans le cas des centroïdes, cette relation est biaisée par les caractéristiques du plan d'échantillonnage; la relation obtenue est quadratique au lieu d'être linéaire (MacNally et Doolan 1986). En effet, elle ne fait que confirmer que, plus la pénétration d'une espèce dans l'estuaire est limitée (Y élevé), moins cette espèce utilise l'estuaire (B faible). L'étendue de la niche de plusieurs espèces dulcicoles et marines est sans aucun doute sous-estimée parce qu'une partie importante de leur niche n'aurait pas fait l'objet de l'échantillonnage. La relation obtenue n'a donc pas de véritable signification écologique et peut prêter à des interprétations non justifiées. Par exemple, elle ne permet pas d'affirmer qu'il n'existe pas d'espèce estuarienne (faible Y) spécialisée (faible B) parce que, si une telle espèce existait, elle aurait bien pu ne pas être capturée dans le cadre de ce suivi. Enfin, tel que discuté plus haut, la distance et, surtout, l'étendue de la niche des espèces estuariennes n'ont pas été mesurées avec précision parce qu'aucun échantillonnage n'a été réalisé au centre de l'estuaire moyen.

PARAMÈTRES DE COMMUNAUTÉ

Les valeurs des 19 paramètres de communauté calculés pour chaque site-visite, la moyenne des quatre valeurs obtenues par site pour les indices de richesse spécifique et de diversité ainsi que la valeur combinée par site pour les autres paramètres sont présentées au Tableau 12. Le nombre d'espèces (S), l'abondance (N), la biomasse (B) et la richesse spécifique (D_N) sont tous corrélés négativement avec les deux dimensions du cadrage multidimensionnel (Tableau 13); ils diminuent de l'amont vers l'aval et du bas vers le haut de la Figure 4. Les pourcentages de planctivores et de piscivores sont corrélés avec la première dimension; de l'amont vers l'aval, les piscivores sont "remplacés" par des planctivores. Par contre, le pourcentage de benthivores et d'omnivores ainsi que plusieurs indices de diversité spécifique ne sont corrélés qu'à la deuxième dimension.

La Figure 11 montre que la corrélation négative entre H_B et la deuxième dimension n'existe que sur le plan spatial; sur le plan temporel (entre les visites) la relation peut être inversée. Un patron tout à fait similaire a été obtenu pour le pourcentage de benthivores et les autres indices de diversité. La grande variabilité temporelle de ces indices est attribuable à leur forte sensibilité aux fluctuations de l'abondance du poulamon, l'espèce dominante dans l'estuaire. Or, au cours du suivi, le poulamon est en migration vers l'amont. Les valeurs ponctuelles de diversité sont plus le reflet de cette migration que de l'état "local" de la communauté. Par contre, les valeurs moyennes par site intègrent la variabilité due aux migrations et seraient donc plus représentatives de l'état "local" de chaque site.

Le pourcentage d'individus parasités et d'individus avec des malformations ou tumeurs n'est corrélé à aucune des deux dimensions. Dans le cas du taux de parasitisme, on a observé à tous les sites et, cela, en 1989 et 1990, une augmentation marquée entre la deuxième et la première visite. Quant aux déformations et tumeurs, elles étaient très rares aux stations aval,

tandis qu'en amont, elles étaient beaucoup plus fréquentes à SJM qu'à MMY. Ces patrons sont eux aussi attribuables en grande partie aux fluctuations de l'abondance du poulamon.

STRUCTURE DES COMMUNAUTÉS

La communauté ichtyenne intertidale de l'estuaire moyen du Saint-Laurent est peu diversifiée. Cette faible diversité est caractéristique des estuaires où le niveau de stress environnemental est très élevé (Livingston 1976). Les résultats présentés ci-dessus suggèrent fortement que la deuxième dimension du cadrage multidimensionnel correspond au niveau de stress environnemental. La plupart des espèces évitent ou quittent la zone intertidale de l'estuaire lorsque la température diminue rapidement à la fin de l'été et/ou lorsque les variations tidales des conditions physico-chimiques sont élevées (marées de vive-eau et SJR); seules quelques espèces sont adaptées à ces conditions rigoureuses. À la fin de l'été, le niveau de stress serait maximal dans la zone de turbidité maximale, quelque part entre les quatre stations échantillonnées, près du centroïde de distribution du poulamon, là où le taux de parasitisme et d'anomalies observables sur le poisson seraient maximal et où la diversité spécifique (et la régularité) est probablement minimale.

ÉTAT DES COMMUNAUTÉS

Les résultats présentés jusqu'ici ne permettent pas d'évaluer l'état de la communauté ichtyenne de l'estuaire moyen du Saint-Laurent. Ils ne permettent que de confirmer que sa structure actuelle répond aux mêmes contraintes que ce qui a été retrouvé ailleurs dans des estuaires plus ou moins pollués. Pour évaluer dans quelle mesure la situation observée en 1989 et 1990 correspond à une communauté perturbée ou non, on doit se référer à des données historiques.

Il n'existe aucune série de données historiques sur les communautés ichtyennes de l'estuaire moyen du Saint-Laurent. Roy *et al* (1977) notent cependant que plusieurs espèces présentes avant 1969 sont disparues des captures des pêcheries fixes de l'estuaire moyen au cours des années 1970. Ces auteurs mentionnent, selon le site, la disparition de l'alose savoureuse, du bar d'Amérique, de la barbue de rivière, de la carpe allemande, du grand corégone, du doré noir, du doré jaune, de l'esturgeon noir, de l'esturgeon jaune, du gaspareau, du hareng et du saumon.

Dans l'estuaire fluvial, situé immédiatement en amont de la zone à l'étude, quelques pêcheries fixes ont fait l'objet d'un suivi depuis 1945 (Beaulieu 1971, Robitaille *et al* 1987). Ces données détaillées montrent qu'il y a eu un effondrement presque complet de la communauté ichtyenne de l'estuaire fluvial au cours des années 1960 et que cette communauté ne s'est pas encore rétablie depuis.

À partir de ces données, on ne peut qu'émettre des hypothèses sur ce qu'on aurait observé à la fin de l'été au cours des années 1950 aux sites du présent suivi ichtyologique. Pour la suite de la discussion, on peut les résumer à ce qui suit:

1) Les espèces dulcicoles aurait été dans l'ensemble beaucoup plus abondantes qu'aujourd'hui aux sites de MMY et SJM.

2) Certaines espèces aujourd'hui disparues de l'estuaire moyen (esturgeon jaune, bar rayé) auraient probablement été capturées aux sites de MMY et SJM.

3) L'éperlan et l'alose savoureuse auraient été plus abondants qu'aujourd'hui.

4) L'abondance des espèces marines se comparerait plus à ce qui a été observé en 1989 et 1990 que dans le cas des espèces dulcicoles et anadromes, bien qu'il est probable qu'elles auraient été plus abondantes qu'aujourd'hui elles aussi.

On peut donc affirmer qu'au cours des années 1950, la dissimilarité entre les sites amont et aval était plus grande qu'aujourd'hui: l'écart entre les sites dans la première dimension du cadrage multidimensionnel de la Figure 4 aurait été plus grand en 1950 et cela, parce que le gradient de richesse spécifique amont-aval était plus prononcé. On peut aussi déduire des hypothèses ci-dessus que la position d'un site de 1950 dans la deuxième dimension de la Figure 4, par rapport à aujourd'hui, serait vers des valeurs moins élevées de stress environnemental et,

cela, particulièrement pour les sites amont, parce que la diversité spécifique (la régularité) à ce site était plus élevée en 1950. D'autre part, si le suivi avait été réalisé au cours des années 1965-1970, où plusieurs espèces présentes aujourd'hui étaient décimées, la distance entre les sites amont et aval dans la première dimension aurait été beaucoup moins grande et les sites se seraient positionnés vers des valeurs plus élevées de stress environnemental qu'actuellement en raison de la très grande dominance des rares espèces qui avaient réussi à se maintenir.

La Figure 12 généralise ce qui a été discuté ci-dessus. Le deuxième axe dans cette figure correspond au niveau de perturbation de la communauté. À long terme, cet axe n'est pas perpendiculaire à l'axe représentant le gradient amont-aval. Nous émettons ici l'hypothèse qu'à une échelle temporelle moins grande, l'axe de perturbation de la Figure 12 se retrouve dans la même dimension que le gradient spatio-temporel de stress environnemental de la Figure 4. Si tel est le cas, les fluctuations de la position d'un site d'une année à l'autre dans cette dimension sera le reflet de l'état de santé de la communauté ichtyologique fréquentant ce site et la position du centroïde des espèces sera le reflet de leur degré de résistance aux stress environnemental. À court terme, cette hypothèse pourrait être vérifiée en réalisant l'ordination en espace réduit des données historiques de l'estuaire fluvial mentionné ci-dessus.

INDICE D'INTÉGRITÉ BIOTIQUE

Des indices d'intégrité biotique comme celui développé par Karr *et al* (1986) pour les eaux courantes du mid-ouest américain ne peuvent actuellement pas être développés pour l'estuaire moyen parce qu'il n'existe aucun habitat comparable, mais non perturbé, qui peut servir de cadre de référence permettant de mesurer une amélioration ou une détérioration de l'état de la communauté. D'autre part, les paramètres de communauté tels que l'abondance totale, la biomasse totale, la richesse spécifique et la diversité pourraient représenter des indices valables. Cependant, ces paramètres sont caractérisés par une très forte variabilité temporelle associée aux migrations des espèces dominantes (Haedrich et Haedrich 1974, Livingston 1976, Van den Brock 1979). Des mesures ponctuelles dans le temps et dans l'espace ne fournissent qu'une information très imprécise sur l'état des communautés. Ces paramètres ne pourront être intéressants que dans la mesure où on intègre leur variabilité temporelle à moyen terme (août à octobre) et qu'on les mesure aux mêmes sites année après année (Tableau 14).

Nous croyons que le meilleur indice de l'état des communautés ichtyennes de l'estuaire moyen du Saint-Laurent qu'il est possible d'utiliser actuellement en est un qui est basé sur les résultats du cadrage multidimensionnel qui, lui, est peu sensible à l'intéraction entre les caractéristiques spatio-temporelles de l'échantillonnage et les déplacements du poisson. Le patron obtenu peut constituer le cadre de référence permettant d'évaluer l'état des populations de n'importe quel site de l'estuaire moyen en autant que les conditions suivantes soient respectées:

- l'habitat échantillonné est caractéristique de la partie de l'estuaire où il est situé du point de vue physique (température, salinité, écart tidal de salinité);

- l'échantillonnage est réalisé entre le début du mois d'août et la fin septembre;

- l'échantillonnage est réalisé avec le même type d'engins de pêche que ceux du présent suivi et avec les mêmes méthodes et durées de mouillage;

- la température, la salinité et surtout, le ES sont mesurés avec précision.

Pour évaluer un site, il suffira d'inclure les données qui ont été recueillies à ce site dans la matrice déjà produite dans le cadre de cette étude et de procéder à une ordination en espace réduit. La différence entre la position prédite par la TE, la SA et le ES et la position obtenue dans la deuxième dimension correspondra, selon l'hypothèse décrite ci-dessus, au degré de détérioration du site par rapport à la situation observée aux quatre sites échantillonnés en 1989 et 1990.

Dans le même ordre d'idée, les fluctuations annuelles de la différence moyenne entre la position prédite et observée des quatre sites échantillonnés dans le cadre de ce suivi devrait donner un bon indicateur

de l'évolution à long terme des communautés.

Il est possible que l'amélioration (ou la détérioration) de l'état de la communauté mesurée par cet indice soit corrélé à une diminution (ou à une augmentation) du taux de parasitisme, de malformations, de tumeurs, et des autres pathologies. Quoiqu'il en soit, le cadre de référence devra être validé et optimisé par une troisième année de suivi comprenant l'ajout de stations au centre de l'estuaire.

OPTIMISATION DU SUIVI ICHTYOLOGIQUE

Les résultats et hypothèses présentés ci-dessus permettent de faire certaines recommandations concernant la poursuite du suivi ichtyologique.

Période d'échantillonnage

La fin de l'été constitue une période adéquate pour réaliser le suivi ichtyologique. En effet, on se trouve à intégrer toute la production ichtyenne de l'été. Cependant, le suivi devrait se terminer avant la fin de septembre alors que les migrations de plusieurs populations s'intensifient et que les juvéniles de plusieurs espèces quittent la zone intertidale (Dutil et Fortin, 1983); ces déplacements introduisent un "bruit" indésirable qui peut masquer le "signal" que le suivi veut mesurer.

Nombre de sites d'échantillonnage

En plus des quatre sites échantillonnés en 1989 et 1990, le suivi devrait être réalisé pour au moins une autre année à deux sites supplémentaires situés au centre de l'estuaire moyen (un sur la rive sud et un sur la rive nord). L'ajout de ces stations permettrait d'obtenir un cadre de référence encore plus précis, d'obtenir des corrélations plus significatives avec les paramètres de communauté et permettrait une analyse plus valable au niveau des populations estuariennes. Une fois le cadre de référence validé et optimisé, le suivi pourra se poursuivre à n'importe quel site de l'estuaire.

Nombre de visites à chaque site

L'optimisation du cadre de référence doit passer par l'analyse de la variabilité temporelle à moyen terme. Les deux visites à chaque site devraient donc être maintenue pour encore au moins une année. Une fois le cadrage de référence validé et optimisé, le suivi pourra se limiter à des visites ponctuelles à la fin de l'été.

Nombre de stations à chaque site

L'effort d'échantillonnage à chaque site peut être réduit en n'échantillonnant qu'à une station pendant deux cycles distincts de 24 heures sans affecter significativement la précision des indices d'abondance obtenus.

Engins de pêche

Le filet maillant, la senne et la trappe en filet apportent chacun une information distincte sur les communautés ichtyennes. Le fait qu'un engin soit plus ou moins efficace selon le site constitue une caractéristique du site (dont l'effet se reflétera dans la première dimension) et ne constituera pas un bruit indésirable en autant que ce biais soit constant dans le temps. Nous recommandons donc de maintenir l'emploi des trois engins ainsi que la pondération utilisée pour le calcul de l'indice d'abondance. Cette pondération pourra être ajustée avec les résultats des prochaines années.

Échantillonnage des paramètres physico-chimiques

La transparence de l'eau, la turbidité et, surtout, le pH, la couleur et la concentration en oxygène dissout ne se sont pas révélés importants pour caractériser la structure des communautés ichtyennes. Afin de réduire l'effort le plus possible, seule la transparence de l'eau devrait être mesurée à l'avenir.

La température et la salinité de l'eau devront être mesurées avec plus de précision qu'en 1989 et 1990. Idéalement, ces deux paramètres devraient être mesurés en continu pendant la pêche. À tout le moins, ils devraient être mesurés aux étales des marées haute et basse (et non pas nécessairement à marée haute et à marée basse).

Sous-échantillonnage des captures

En 1989 et 1990, un effort très important a été consacré à mesurer, peser, déterminer le sexe, prélever l'estomac et les structures osseuses, déterminer l'âge et analyser le

contenu stomacal des poissons. À l'avenir, une information tout à fait adéquate et, dans certains cas, meilleure sera obtenue en se limitant aux points suivants:

- établir au départ la taille à 50 % de maturité pour chaque espèce susceptible d'être capturée afin de pouvoir dénombrer séparément les adultes et les juvéniles;

- à chaque station, trier les captures selon, premièrement, l'engin de pêche, deuxièmement, l'espèce et, troisièmement, la maturité; dénombrer et peser (poids total) chaque lot séparément;

- vérifier la présence de chaque type d'anomalies, tumeurs, déformations et parasites sur l'extérieur de chaque individu capturé et, à l'intérieur du poisson, sur un échantillon représentatif de chaque lot.

RÉFÉRENCES

Andersen, A. et M. Gagnon, 1980. Les ressources halieutiques de l'estuaire du Saint-Laurent. Rap. can. Indust. Sci. halieut. aquat. 119: 56 p.

Beaulieu, G., 1960. Quinze ans d'étiquetage des poissons commerciaux du fleuve Saint-Laurent. Les carnets de la Soc. Zool. Québec, 20: 64-68.

Beaulieu, G., 1971. Observations sur deux pêcheries commerciales de l'estuaire du Saint-Laurent à Neuville de 1945 à 1966 et à Saint-Vallier de 1957 à 1969. Min. Ind. Com. Qué., Serv. biol., Cah. Inf. 52: 252 p.

Bergeron, J., 1977. Les poissons et les mollusques. Comité d'étude sur le fleuve Saint-Laurent, Rap. Tech. 4: 57 p.

Bewers, J.M. et P.A. Yeats, 1979. The behavior of trace metals in estuaries of the St.Lawrence basin. Nat. can. 106: 149-161.

Boudreault, F.R., 1977. La problématique des substances toxiques dans l'environnement: Tome IX, Le Saint-Laurent maritime et les toxiques. Serv. Protec. Environ. Québec, Bur. Etude Subst. Tox., 58 p.

Bousfield, E.L., 1953. Studies on the shore fauna of the St.Lawrence Estuary and Gaspe Coast. Bull. nat. Mus. Can., 136: 95-101.

Bousfield, E.L., G. Filteau, M. O'Neill et P. Gentes, 1975. Population dynamics of zooplankton in the middle St.Lawrence Estuary, p. 325-351. *In* L.E. Cronin (ed), Estuarine Research, Vol. 1. Academic Press, New-York.

Dutil, J.-D. et M. Fortin, 1983. La communauté de poissons d'un marécage intertidal de l'estuaire du Saint-Laurent. Nat. can. 110: 397-410.

Fortier, L. et W.C. Leggett, 1983. Vertical migration and transport of larval fish in a partially mixed estuary. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 40: 1543-1555.

Gagnon, M., J.-J. Dodson, M.-E. Comba et K.L.E. Kaiser, 1991. Congener specific analysis of the accumulation of polyahlorinated biphenyls (PCBs) by aquatic organisms in the maximum turbidity zone of the St.Lawrence Estuary. Sci. Tot. Envir. (sous presse).

Gobeil, G., D. Cossa et J. Piuze, 1983. Distribution des concentrations en mercure dans les eaux de l'estuaire moyen du Saint-Laurent. Rap. tech. can. Hydrogr. sci. ocean. 17: iii + 14 p.

Haedrich, R.L. et S.O. Haedrich, 1974. A seasonal survey of the fishes in the Mystic River, a polluted estuary in downtown Boston, Massachusetts. Etuar. Coast. Mar. Sci. 2: 59-73.

Hugues, R.M. et J.R. Ganmon, 1987. Longitudinal changes in fish assemblages and water quality in the Willamete River, Oregon. Trans. Am. Fish. Soc. 116: 196-209.

Karr, J.R., K.D. Fausch, P.L. Angermeier, P.R. Vant et I.J. Sholsser, 1986. Assessing biological integrity in running waters: a method and its rationale.. Ill. Nat. Mist. Surv. Spec. Publ. 5: 28 p.

Kranck, K., 1979. Dynamics and distribution of suspended particulate matter in the St.Lawrence Estuary. Nat. can. 106: 163-173.

Laprise, R. et J.-J. Dodson, 1989. Ontogenetic changes in the longitudinal distribution of two species of larval fish in a turbid well-mixed estuary. J. Fish. Biol. 35: 39-47.

Legendre, L. et P. Legendre, 1984. Écologie numériques, Tomes I et II. Les Presses de l'Université du Québec, Coll. Ecol. 12 et 13: 197 et 247 p.

Leim, A.H. et W.B. Scott, 1972. Poissons de la côte atlantique du Canada. Off. rech. pech. Canada, Bull. 155: 530 p.

Livingston, R.J., 1976. Diurnal and seasonal fluctuations of organisms in a North Florida estuary. Est. Coast. Mar. Sci. 4 373-400.

Lucotte, M. et B. d'Anglejan, 1986. Seasonal control of the St.Lawrence maximum turbidity zone by tidal flat sedimentation. Estuaries 9: 84-94.

MacNally, R.C. et J.M. Doolan, 1986. An empirical approach to guild structure: habitat relationship in nine species of eastern-Australian cicadas. Oikos 47: 33-46.

Mailhot, Y., J. Scrosati et D. Bourbeau, 1988. La population du poulamon atlantique de la Pérade: bilan, état de la situation actuelle en 1988 et nouvaux aspects de l'écologie de l'espèce. Min. Lois. Chas. Pêch. Québec, Serv. Aménag. Faune, 77 p.

Massicotte, B., G. Verreault et L. Désilets, 1990. Structure des communautés ichtyennes intertidales de l'estuaire du Saint-Laurent et possibilité d'utilisation pour un suivi environnemental. Rap. Tech. can. sci. halieut. aquat. 1752: vii + 27 p.

Montminy, J.-P., G. Labrecque et P. Grondin, 1979. Inventaire des espèces de poissons de valeur commerciale dans le haut estuaire du Saint-Laurent. Min. Ind. Comm. Québec, Dir. géné. Rech. mar., Cah. Inf. 90: 59 p.

Partenscky, H.-W. et L. Louchard, 1967. Étude sur la variation cycliqe de la salinité moyenne dans l'estuaire du Saint-Laurent. École Polytechnique, Div. Hydrogr., Rap. CNRC, 25 p.

Robitaille, J.A. et Y. Mailhot, 1989. Dynamique et statut des populations de poissons du Saint-Laurent: état des connaissances. Min. Lois. Chas. Pêch. Québec, Rap. Tech., 51 p.

Robitaille, J.A., C. Pomerleau et P. Paulhus, 1987. Analyse sommaire des captures de la pêcherie expérimentale de l'Aquarium de Québec. Min. Lois. Chas. Pêche Québec, Dir. Faune aquat., Rap. Tech. 87-02: 54 p.

Roy, J.-M., J. Bergeron et G. Labrecque, 1977. Inventaire et descriptin des pêcheries fixes de l'estuaire du Saint-Laurent. Québec, Min. Ind. Comm., Dir. Pêches mar., Cah. Inf. 76: 70 p.

Sokal, R.R. et F.J. Rohlf, 1969. Biometry. W.H. Freeman and Co. San Francisco: 776 p.

Trencia, G., 1990. Inventaire ichtyologique de la côte de Beaupré. Min. Loisir Chasse et Pêche, Dir. région. Québec, Serv. Aménag. Exploit. Faune, 18 p.

Troude, J.P., J.B. Serodes et B. Elouard, 1983. Étude des mécanismes sédimentologiques des zones intertidales de l'estuaire moyen du Saint-Laurent: cas de la Batture de la Pointe aux Prêtes (Cap-Tourmente). Env. Can., Dir. géné. eaux. int., Rap. 81-02: 69 p.

Van den Brock, W.L.F., 1979. A seasonal survey of fish populations in the lower Medway Estuary, Kent, based on power station screen samples. Est. Coast. Mar. Sci. 9: 1-15.

Vladikov, V.D., 1952. Distribution des lamproies dans la Province de Québec. Québec, Dpt. Rech., Contrib. 36: 123 p.

Vladikov, V.D. et J.L. Tremblay, 1935. Liste des poissons recueillis pendant l'été 193[illegible] par la Station biologique du Saint-Laurent dans la région de Trois-Pistoles. Nat. can. 62: 77-81.

Tableau 1. Définition des 13 variables physico-chimiques utilisées pour caractériser les sites d'échantillonnage.

PARAMÈTRES	MÉTHODE DE CALCUL
Température de l'eau (TE)	Moyenne des valeurs (°C) obtenues à marée basse aux trois stations d'un même site et d'une même visite (varie selon le site et la visite).
Salinité de l'eau (SA)	Moyenne des valeurs (g/kg) obtenues à marée basse aux trois stations d'un même site et d'une même visite (varie selon le site et la visite).
Écart de salinité (ES)	Voir le texte (varie selon le site et la visite).
Turbidité (TB)	Moyenne des valeurs (UTN) obtenues à marée basse aux trois stations d'un même site et d'une même visite (varie selon le site et la visite).
Transparence de l'eau (TR)	Moyenne des valeurs (m) obtenues avec le disque de secchi dans l'infralittoral aux trois stations d'un même site et d'une même visite (varie selon le site et la visite).
Vitesse des courants (VS)	Voir le texte (varie selon le site et la visite).
Amplitude de la marée (AM)	Moyenne de l'amplitude des marées aux cours de la visite du site telle qu'indiquée dans la Table des Marées (varie selon le site et la visite).
Largeur de l'estran (LE)	Largeur moyenne de l'estran à chaque site (m)
Distance des marais (DM)	Distance moyenne (km) entre les stations d'un même site et le marais salant le plus rapproché (varie selon le site).
Type de substrat dans le médiolittoral (ST)	Sédiment de surface dominant dans le médiolittoral du site: Vase épaisse 10 Vase peu épaisse 9 Vase sableuse 8 Sable vaseux 7 Sable 6 Sable, vase et gravelle 5 Sable et gravelle 4 Gravelle 3 Roc avec plages de sable ou de vase 2 Roc nu 1
Degré d'exposition (DE)	Voir le texte (varie selon le site).
Importance des apports locaux d'eau douce (ED)	Cote (de 0 à 100) d'importance globale des cours d'eau se jetant sur la côte à proximité des stations du même site (varie selon le site).
Importance des affleurements rocheux (AR)	Cote d'importance de 1 à 10 (varie selon le site).

Tableau 2. Méthode de calcul des paramètres de population par site et visite.

Abondance des jeunes de l'année (0+) et
Abondance de la cohorte (1+)

$$N_{ij}(0+ \text{ ou } 1+) = \frac{\sum_{R=1}^{3} y_{ik}\ c_{ik}}{3}$$

Taille moyenne des jeunes de l'année (0+)

$$\bar{L}_{ij}\ (0+) = \frac{\sum_{R=1}^{3} y_{ik}\ c_{ik}\ \bar{L}_{ik}}{3N_{ij}}$$

Pourcentage de parasitisme et d'anomalies morphologiques

$$\%\ PA_{ij} \quad \text{ou} \quad \%\ AN_{ij} = q_{ij}$$

où N_{ij} est l'abondance des jeunes de l'année (ou de la cohorte 1+) de l'espèce i au site-visite j.
y_{ik} est l'abondance de l'espèce i à la station k du site-visite j.
C_{ik} est la proportion de 0+ (ou 1+) parmi les individus de l'espèce i capturés à la station k du site-visite j.
$\bar{L}_{ij}$ est la longueur moyenne des jeunes de l'année de l'espèce i au site-visite j.
$\bar{L}_{ik}$ est la longueur moyenne des jeunes de l'année de l'espèce i à la station k du site-visite j.
q_{ij} est la proportion des individus de l'espèce i examinés au site-visite j qui étaient parasités ou présentaient une anomalie morphologique.
R est le nombre de stations au site-visite j.

Tableau 3. Méthode de calcul des paramètres de communauté par site et visite (où y_{ij} est l'indice d'abondance de l'espèce i au site-visite j; s_j est le nombre d'espèces présentes au site-visite j; b_{ij} est l'indice de biomasse de l'espèce i au site-visite j; p_{ij} est le poids moyen de l'espèce i au site-visite j).

Abondance totale (N):	$N_j = \sum_{i=1}^{s} y_{ij}$
Nombre d'espèces (S):	$S_j = s_j$
Biomasse (B):	$B_j = \sum_{i=1}^{s} y_{ij} p_{ij} = \sum_{i=1}^{s} b_{ij}$
Richesse spécifique (D): (Margalef)	$D_{Nj} = \frac{(S_j - 1)}{\log_e N_j}$
	$D_{Bj} = \frac{(S_j - 1)}{\log_e B_j}$
Diversité (Shannon et Weaver)	$H_{Nj} = \sum_{i=1}^{s} \left(\frac{y_{ij}}{N_j}\right) \log_{10} \left(\frac{y_{ij}}{N_j}\right)$
	$H_{Bj} = \sum_{i=1}^{s} \left(\frac{b_{ij}}{B_j}\right) \log_{10} \left(\frac{b_{ij}}{B_j}\right)$
Régularité (Shannon et Weaver)	$R_{Nj} = \frac{H_{Nj}}{\log_{10} S_j}$
	$R_{Bj} = \frac{H_{Bj}}{\log_{10} S_j}$
Diversité (McIntosh)	$M_{Nj} = \frac{N_j - \sqrt{\sum_{i=1}^{s} y_{ij}^2}}{N_j - \sqrt{N_j}}$
	$M_{Bj} = \frac{B_j - \sqrt{\sum_{i=1}^{s} b_{ij}^2}}{B_j - \sqrt{B_j}}$
Diversité (Simpson)	$S_{Nj} = 1 - \sum_{i=1}^{s} \left(\frac{y_{ij}}{N_j}\right)^2$
	$S_{Bj} = 1 - \sum_{i=1}^{s} \left(\frac{b_{ij}}{B_j}\right)^2$
Pourcentage de planctivores (%PL), omnivores (%OM), benthivores (%BE) et piscivores (%PI)	$= \frac{\sum_{i=1}^{t_k} b_{ij}}{B_j}$ où t_k est le nombre d'espèces classées dans le niveau trophique k
Pourcentage de parasitisme (%PA) et d'anomalies (%AN)	$= \frac{\sum_{i=1}^{s} y_{ij} q_{ij}}{N_j}$ où q_{ij} est la proportion des individus de l'espèce i examinés au site-visite j qui étaient parasités ou présentaient une anomalie morphologique

Tableau 4. Évolution des treize variables physico-chimiques caractérisant chaque site-visite du suivi de 1989 et 1990 (voir le Tableau 1 pour la signification des symboles).

CODE	SITE	DATE MÉDIANE	TE (°C)	SA (g/kg)	ES (g/kg)	TB (UTN)	TR (m)	VC (cm/sec)	AM (m)	LE (m)	DM (km)	ST	DE	ED	AR
A1	MMY	12/09/89	20,3	0	0	34	0,9	96	4,7	375	1,2	9	4,8	3	7
A2	MMY	11/10/89	9,0	0	0	-	0,7	98	4,8	375	1,2	9	4,8	3	7
A3	MMY	17/08/90	22,2	0	0	-	0,9	108	5,0	575	0,1	10	6,4	10	5
A4	MMY	15/09/90	17,5	0,1	0	345	0,5	100	4,9	525	0,6	10	5,8	7	5
B1	SJM	30/08/89	19,3	0,3	2,2	42	0,3	122	5,3	375	0,1	10	3,6	25	0
B2	SJM	25/09/89	15,3	0,7	1,9	-	0,3	108	4,8	375	0,1	10	3,6	25	0
B3	SJM	01/09/90	22,1	0,7	1,8	258	0,4	104	4,3	375	0,1	10	3,6	25	0
B4	SJM	29/09/90	13,7	0,4	1,7	226	0,7	93	4,1	375	0,1	10	3,6	25	0
C1	SJR	03/09/89	11,8	16,5	7,7	4	1,4	186	4,7	650	3,3	7	8,4	60	5
C2	SJR	29/09/89	8,0	19,3	4,0	-	1,3	196	4,8	650	3,3	7	8,4	60	5
C3	SJR	27/08/90	22,3	15,8	5,7	14	1,7	142	3,6	650	3,3	7	8,4	60	5
C4	SJR	24/09/90	9,0	18,5	3,1	5	1,4	152	3,9	650	3,3	7	8,4	60	5
D1	CAC	08/09/89	13,2	22,5	1,6	11	1,0	59	2,1	250	0,9	4	7,4	3	3
D2	CAC	04/10/89	6,5	24,7	2,2	-	0,3	83	2,9	250	0,9	4	7,4	3	3
D3	CAC	23/08/90	16,9	25,0	3,2	13	1,7	122	4,1	250	0,9	4	7,4	3	3
D4	CAC	19/09/90	8,7	26,3	3,2	6	2,1	117	4,0	250	0,9	4	7,4	3	3

Tableau 5. Liste des espèces dont la présence dans l'estuaire moyen du Saint-Laurent est documentée.

	NIVEAU TROPHIQUE	CAPTUREE EN 1989 OU 1990	NON CAPTUREE	REMARQUE
Espèces d'eau douce (15)				
Esturgeon jaune (*Acipenser fluvescens*)			X	Présente au printemps
Lépisoste osseux (*Lepisosteus osseus*)			X	Rare
Grand corégone (*Coregonus clupeaformis*)	BEN	X		
Grand brochet (*Esox lucius*)			X	Présente au printemps
Brochet maillé (*Esox niger*)			X	Rare
Carpe allemande (*Cyprinus carpio*)	OMN	X		
Meunier rouge (*Catostomus catostomus*)	OMN	X		
Meunier noir (*Catostomus commersoni*)	OMN	X		
Barbue de rivière (*Ictalurus punctatus*)	OMN	X		
Fondule barré (*Fondulus diaphanus*)	BEN	X		
Lotte (*Lota lota*)	PIS	X		
Perchaude (*Perca flavescens*)(1)		X		
Doré jaune (*Stizostedion vitreum*)	PIS	X		
Doré noir (*Stizostedion canadense*)	PIS	X		
Épinoche à cinq épines (*Culea inconstans*)			X	Rare
Espèces diadromes (15)				
Lamproie marine (*Petromyzon marinus*)		X		
Esturgeon noir (*Acipenser oxyrhinchus*)	BEN	X		
Alose savoureuse (*Alosa sapidissima*)	PLA	X		
Alose à gésier (*Dorosoma cepedianum*)	PLA	X		
Saumon atlantique (*Salmo salar*)			X	Rare
Omble de fontaine (*Salvelinus fontinalis*)			X	Rare
Truite arc-en-ciel (*Salmo gairdneri*)	PIS	X		
Éperlan (*Osmerus mordax*)	PLA	X		
Poulamon (*Microgadus tomcod*)	BEN	X		
Anguille (*Anguilla rostrata*)	PIS	X		
Épinoche à trois épines (*Gasterosteus aculeatus*)	OMN	X		
Épinoche à neuf épines (*Pungitus pungitus*)(1)		X		
Bar-perche (*Morone americana*)	PLA	X		
Bar rayé (*Morone saxatilis*)			X	Rare
Gaspareau (*Alosa pseudoharengus*)(1)		X		
Espèces marines (20)				
Aiguillat commun (*Squalus acanthias*)			X	Occasionnel
Hareng (*Clupea harengus*)	PLA	X		
Capelan (*Mallotus villosus*)(1)		X		
Saida (*Boreogadus saida*)			X	Occasionnel
Morue (*Gadus morhua*)	OMN	X		
Goberge (*Pollachius virens*)			X	Rare
Épinoche à quatre épines (*Apeltes quadracus*)			X	Présente au printemps
Épinoche tachetée (*Gasterosteus wheatlandi*)			X	Présente au printemps
Siguine de roche (*Pholis gunnellus*)		X		
Chaboisseau bronzé (*Myoxocephalus aeneus*)	BEN	X		
Chaboisseau à épines courtes (*Myoxocephalus scorpius*)	BEN	X		
Petite limace de mer (*Careproctus longipinnis*)			X	Eaux profondes
Limace atlantique (*Liparis atlanticus*)	BEN	X		
Limace de cohen (*Liparis gibbus*)			X	Eaux profondes
Limace marbrée (*Liparis cohen*)			X	Eaux profondes
Poule de mer (*Cyclopterus lumpus*)			X	
Petite poule de mer (*Eumicrotremus spinosus*)			X	
Plie rouge (*Pseudopleuronectes americanus*)	BEN	X		
Plie lisse (*Liopsetta putnami*)	BEN	X		
Plie canadienne (*Hippoglossoides platessoides*)			X	Occasionnel

(1) : Pour ces espèces, aucun contenu stomacal n'a été examiné dans le cadre du suivi.

Sources: Andersen et Gagnon 1980, Beaulieu 1960, Bergeron 1977, Dutil et Fortin 1983, Leim et Scott 1972, Montminy *et al* 1979, Paquet 1974, Scott et Crosman 1974, Vladikov 1952.

Tableau 6. Comparaison du rendement et de la sélectivité des trois engins de pêche utilisés lors du suivi (données de 1989 et 1990 combinées).

	FILET MAILLANT	TRAPPE EN FILET	SENNE
Nb d'espèces capturées	22	30	18
Nb d'individus capturés	1636	38860	10537
% d'immatures	40,3	63,7	80,6
Espèces exclusivement capturées dans l'engin (nombre capturé)	Sigouine de roche (3) Achigan à petite bouche (1) Cisco de lac (1)	Limace atlantique (126) Anguille (12) Perchaude (5) Chaboisseau à épines courtes (3) Lotte (3) Barbotte brune (1) Lamproie argentée (1) Morue (1)	Épinoche à neuf épines (5) Capelan (1)
Espèces dont les captures dans l'engin représentent plus de 75 % des captures totales	Esturgeon noir Gaspareau Hareng	Alose à gésier Alose savoureuse Carpe allemande Chaboisseau bronzé Éperlan Malachigan Plie lisse Plie rouge Poulamon	Bar-perche Épinoche à trois épines Fondule barré

Tableau 7. Coefficient de corrélation de Pearson entre les captures (log x+1) des différents engins de pêche (données par espèce regroupées par site).

	TRAPPE	FILET MAILLANT
Filet maillant	0,587**	-
Senne	0,585**	0,018$^{n.s.}$

** Corrélation significative ($P < 0,01$)
n.s. Corrélation non significative ($P > 0,05$)

Tableau 8. Variation du rapport de la dissimilarité moyenne des stations de sites différents sur la dissimilarité moyenne des stations d'un même site pour différentes combinaisons des captures des trois engins de pêche utilisés en 1989 et 1990. (Pour toutes les combinaisons, les captures de la trappe en filet ont été multipliées par 1,0).

FILET MAILLANT	SENNE					
Multiplicateur des captures dans le filet	Surface couverte en m^2					
	0	100	500	1000	2000	5000
0	1,49	-	-	1,55	-	-
1	1,60	1,63	1,63	1,64	1,65	1,63
5	-	-	-	1,69	1,68	-
10	-	-	-	*1,70*	1,69	-
20	-	-	-	1,65	-	-

Tableau 9: Indices d'abondance (N) et de biomasse (B) moyens par station de chaque espèce (données de 1989 et 1990 regroupées) et coefficient de corrélation (Tau de Kendall) entre l'indice d'abondance par site-visite et les deux dimensions de l'espace réduit de la Figure 4.

CODE	ESPÈCE	N	B (kg)	TAU DE KENDALL DIMENSION 1		DIMENSION 2	
ACOX	Esturgeon noir	1,5	14,2	-0,479	*[1]	-0,169	
ALSA	Alose savoureuse	195,6	22,3	-0,254		-0,638	**
ALPS	Gaspareau	1,1	0,3	0,017		-0,186	
ANRO	Anguille	0,4	0,4	-0,357		-0,449	
APGR	Malachigan	0,2	-	-0,366		-0,338	
CACA	Meunier rouge	131,3	472,1	-0,761	**[2]	-0,704	**
CACO	Meunier noir	12,7	61,0	-0,622	**	-0,603	**
CLHA	Hareng	10,1	10,9	0,563	**	0,056	
COAR	Cisco de lac	0,2	0,1	-0,354		-0,354	
COCL	Grand corégone	27,7	91,9	-0,526	**	-0,312	
CYCA	Carpe allemande	4,1	4,3	-0,686	**	-0,423	
DOCE	Alose à gésier	3,6	-	-0,532	**	-0,306	
FUDI	Fondule barré	51,5	0,6	-0,522	**	-0,298	
GAAC	Épinoche à trois épines	39,5	0,2	0,572	**	0,277	
GAMO	Morue	<0,1	<0,1	0,165		0,259	
ICNE	Barbotte brune	<0,1	<0,1	-0,354		-0,354	
ICPU	Barbue de rivière	0,9	<0,1	-0,517	**	-0,578	**
ICUN	Lamproie argentée	<0,1	<0,1	-0,071		-0,071	
LIAT	Limace atlantique	3,9	<0,1	-0,451		-0,423	
LIPU	Plie lisse	12,0	9,9	0,241		0,116	
LOLO	Lotte	<0,1	<0,1	-0,306		0,071	
MAVI	Capelan	<0,1	<0,1	0,024		0,212	
MIDO	Achigan à petite bouche	0,2	<0,1	-0,259		-0,306	
MITO	Poulamon	731,6	312,8	-0,433		-0,083	
MOAM	Bar perche	43,7	4,6	-0,578	**	-0,523	**
MYAE	Chaboisseau bronzé	2,8	<0,1	0,504	**	0,746	**
MYSC	Chaboisseau à épines courtes	0,1	<0,1	0,212		0,306	
OSMO	Éperlan	114,0	34,5	0,460		0,109	
PEFL	Perchaude	0,1	<0,1	-0,413		-0,385	
PHGU	Sigouine de roche	0,7	<0,1	-0,085		0,085	
PSAM	Plie rouge	7,7	4,8	0,519	**	0,394	
PUPU	Épinoche à neuf épines	<0,1	<0,1	0,271		-0,043	
SAGA	Truite arc-en-ciel	0,2	<0,1	-0,354		-0,354	
STSP	Doré jaune et Doré noir	31,7	157,6	-0,838	**	-0,628	**

1 : * Significatif ($P < 0,05$)
2 : ** Significatif ($P < 0,01$)

Tableau 10. Coefficient de corrélation (Tau de Kendall) entre les variables physico-chimiques et les deux dimensions de l'espace réduit de la Figure 4.

CODE	PARAMÈTRE DE COMMUNAUTÉ	TAU DE KENDALL DIMENSION 1		TAU DE KENDALL DIMENSION 2	
TE	Température	-0,410		-0,561	**
SA	Salinité	0,828	**[1]	0,466	
ES	Écart tidal de salinité	0,535	**	0,621	**
TR	Transparence de l'eau	0,249		0,232	
VC	Vitesse des courants	0,192		0,343	
AM	Amplitude des marées	-0,485	**[2]	-0,383	
LE	Largeur de l'estran	-0,300		0,064	
DM	Distance des marais	0,195		0,528	**
ST	Substrat	-0,685	**[2]	0,457	
DE	Degré d'exposition	0,282		0,500	**[3]
ED	Importance des apports d'eau douce	0,066		0,256	
AR	Importance des affleurements rocheux	-0,146		0,183	

1: ** corrélation significative ($P < 0,01$)

2: AM et ST sont fortement corrélés à SA (Tau = -0,537** pour AM et -0,709** pour ST)

3: DE est fortement corrélé à DM et ES (Tau = 0,717** avec DM et 0,480** avec ES)

Tableau 11. Comparaison de l'indice d'abondance des cohortes 0+ et 1+ des principales espèces capturées au cours du suivi de 1989 à 1990 (moyenne annuelle des indices d'abondance obtenus aux 24 stations-visites).

		INDICE D'ABONDANCE (nombre/station)	
		ANNÉE	
		1989	1990
Poulamon	0+	491,4	440,3
	1+	103,8	191,8
Alose savoureuse	0+	266,4	124,9
Éperlan	0+	3,6	2,0
	1+	19,9	14,3
Épinoche à trois épines	0+	18,9	59,9
Meunier rouge	0+	13,8	44,8
Plie lisse	0+	0,3	6,1
Fondule barré	0+	102,5	0,3
Plie rouge	0+	5,4	0,4
Meunier noir	0+	0,3	0,0
Grand corégone	0+	< 0,1	0,0
Alose à gésier	0+	0,6	0,4
Total		1027,0	885,2

Tableau 12. Évolution de 19 paramètres de communauté (voir le Tableau 3 pour la signification des symboles) en fonction du site et de la date d'échantillonnage (voir le Tableau 13 pour la signification des symboles), valeurs moyennes obtenues par site pour les indices de richesse spécifique et de diversité et valeurs poolées obtenues par site pour les autres paramètres .

SITE-VISITE	N	B (kg)	RICHESSE SPÉCIFIQUE S	D_w	D_s	DIVERSITÉ H_w	H_s	R_w	R_s	S_w	S_s	M_w	M_s	NIVEAUX TROPHIQUES % PL	% PS	% BE	% OM	PATHOLOGIE % PA	% AN
A1	2499	216	13	1,85	1,56	0,66	0,58	0,59	0,54	0,72	0,60	0,65	0,38	5	16	12	68	0,6	0,2
A2	2548	169	13	1,88	1,62	0,59	0,72	0,53	0,67	0,64	0,76	0,55	0,52	1	34	34	31	9,5	<0,1
A3	1038	351	15	2,02	1,71	0,58	0,56	0,49	0,48	0,63	0,65	0,53	0,42	0	33	16	51	0,7	0,0
A4	1233	180	15	1,96	1,86	0,60	0,56	0,51	0,64	0,65	0,68	0,55	0,44	1	16	39	45	2,2	0,2
B1	1732	118	14	1,74	1,83	0,57	0,52	0,50	0,45	0,66	0,71	0,57	0,47	12	2	33	53	4,9	0,2
B2	2089	359	14	1,70	1,58	0,41	0,49	0,35	0,43	0,44	0,63	0,34	0,40	1	0	40	59	16,8	0,5
B3	2464	157	13	1,54	1,63	0,69	0,61	0,62	0,55	0,76	0,63	0,70	0,41	8	17	14	62	0,1	0,5
B4	4060	190	15	1,69	1,85	0,18	0,37	0,15	0,31	0,21	0,39	0,15	0,23	3	1	78	18	8,7	13,1
C1	214	9	8	1,30	1,57	0,42	0,42	0,46	0,46	0,43	0,43	0,37	0,30	1	0	99	0	0,3	0,0
C2	607	34	8	1,09	1,20	0,36	0,37	0,40	0,41	0,48	0,44	0,43	0,27	20	0	80	0	11,9	0,2
C3	458	33	10	1,19	1,55	0,28	0,39	0,28	0,39	0,25	0,45	0,19	0,28	3	0	97	0	0,0	0,0
C4	396	29	7	1,02	1,06	0,35	0,26	0,42	0,31	0,38	0,27	0,34	0,16	6	0	94	0	2,2	0,0
D1	1468	26	6	0,69	0,89	0,57	0,50	0,73	0,64	0,68	0,62	0,73	0,41	76	0	23	0	0,1	0,0
D2	769	12	8	1,05	1,47	0,38	0,40	0,42	0,44	0,45	0,48	0,40	0,30	22	0	78	0	6,9	0,0
D3	595	33	10	1,40	1,54	0,68	0,57	0,68	0,57	0,75	0,67	0,72	0,45	49	0	51	0	0,0	0,0
D4	696	16	9	1,22	1,57	0,60	0,42	0,63	0,50	0,65	0,56	0,62	0,36	81	0	19	1	0,0	0,0
SITE																			
A	1830	229	14,0	1,93	1,69	0,61	0,61	0,53	0,54	0,66	0,67	0,57	0,44	1,5	25,6	22,9	50,0	4,5	0,12
B	2587	206	14,0	1,66	1,72	0,46	0,50	0,40	0,44	0,52	0,59	0,44	0,38	4,6	3,9	44,7	50,6	7,2	6,31
C	419	26	8,3	1,15	1,35	0,35	0,36	0,39	0,39	0,39	0,40	0,33	0,25	9,1	0,0	90,9	0,0	5,9	0,09
D	882	22	8,3	1,09	1,37	0,56	0,49	0,62	0,54	0,63	0,58	0,62	0,38	59,6	0,0	40,1	0,4	7,3	0,00

Tableau 13. Corrélation (Tau de Kendall) entre les paramètres de communauté calculés pour chaque site-visite de 1989 à 1990 et les deux premières dimensions de l'espace réduit de la Figure 4.

CODE	PARAMÈTRE DE COMMUNAUTÉ	TAU DE KENDALL DIMENSION 1		TAU DE KENDALL DIMENSION 2	
N	Abondance totale de poisson	-0,367	*[1]	-0,383	*
B	Biomasse totale de poisson	-0,600	**[2]	-0,538	**
S	Nombre d'espèces	-0,568	**	-0,516	**
D_N	Richesse spécifique	-0,650	**	-0,533	**
D_B	Richesse spécifique	-0,494	**	-0,360	
H_N	Diversité, Indice de Shannon et Weaver	-0,067		-0,353	
H_B	Diversité, Indice de Shannon et Weaver	-0,336		-0,454	*
R_N	Régularité	0,109		-0,209	
R_B	Régularité	-0,050		-0,202	
S_N	Diversité, Indice de Simpson	0,042		-0,377	*
S_B	Diversité, Indice de Simpson	-0,243		-0,393	*
M_N	Diversité, Indice de McIntosh	0,151		-0,286	
M_B	Diversité, Indice de McIntosh	-0,218		-0,353	
%PL	Pourcentage de planctivores	0,696	**	0,198	
%PS	Pourcentage de piscivores	-0,775	**	-0,603	**
%BE	Pourcentage de benthivores	0,192		0,611	**
%OM	Pourcentage d'omnivores	-0,411		-0,691	**
%PA	Pourcentage de poissons parasités	-0,347		-0,287	
%AN	Pourcentage de poissons avec une anomalie morphologique	-0,237		0,017	

1: * corrélation significative ($P < 0,05$)
2: ** corrélation significative ($P < 0,01$)

Tableau 14. Comparaison des paramètres de communauté calculés pour les suivis de 1989 et de 1990.

		1989	1990
Abondance totale par station		1 490,8	1 367,5
Biomasse totale par station (kg)		116,4	123,8
Nombre d'espèces		28	30
Richesse spécifique	$\bar{D}_N$	1,41	1,51
	$\bar{D}_B$	1,47	1,60
Diversité spécifique	H_N	0,50	0,50
	H_B	0,50	0,48
Régularité	R_N	0,50	0,47
	R_B	0,51	0,45
Diversité spécifique	$\bar{S}_N$	0,56	0,54
	$\bar{S}_B$	0,58	0,54
% de planctivores	%PL	6,3	5,3
% de piscivores	%PS	10,1	17,2
% de benthivores	%BE	33,5	38,3
% d'omnivores	%OM	50,1	39,2
% de poissons parasités	%PA	6,6	4,5
% de poissons avec difformités, tumeurs et autres anomalies	%AN	0,2	6,4

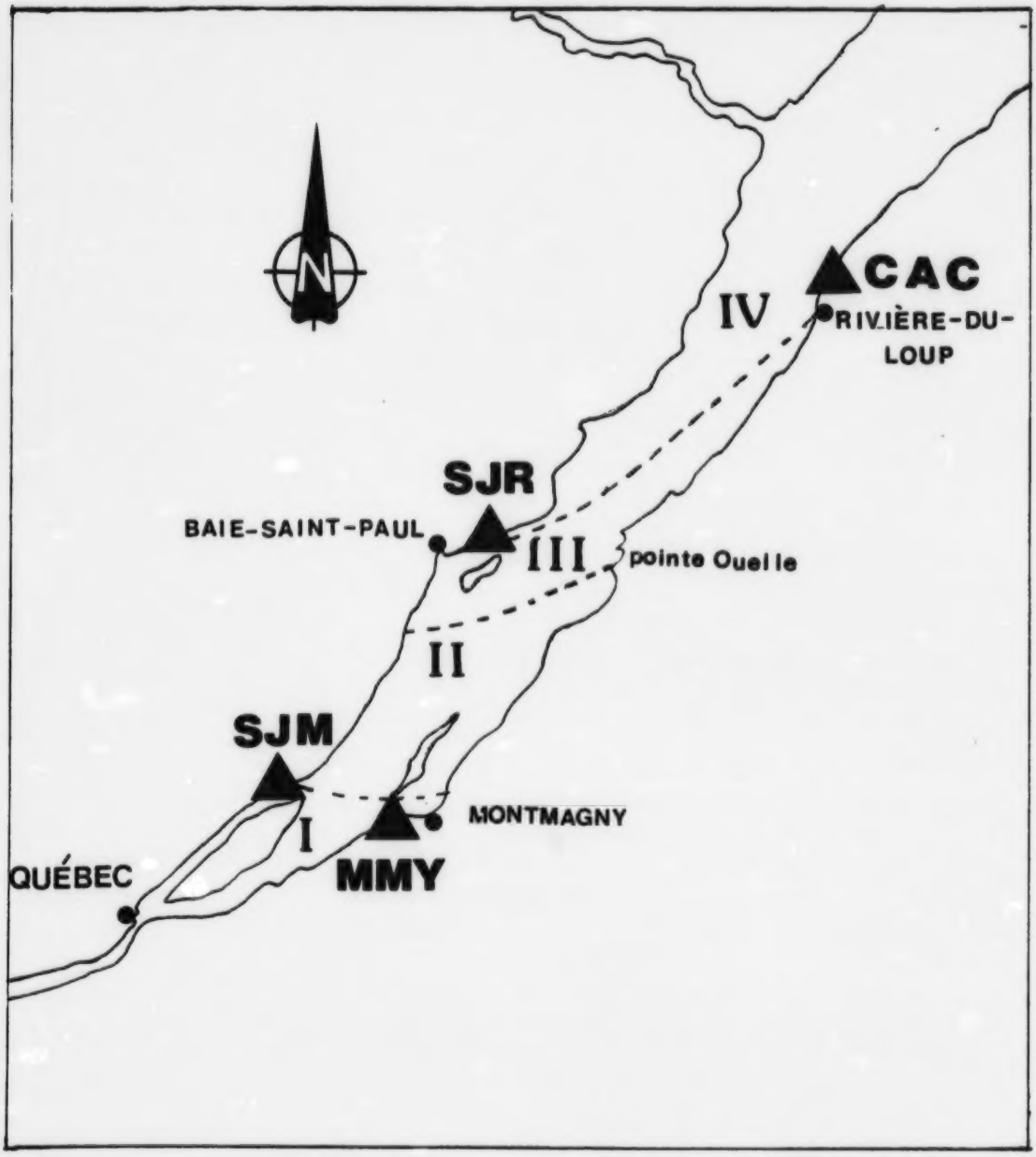


Fig. 1. Localisation des quatre sites d'échantillonnage dans l'estuaire moyen du Saint-Laurent (voir le texte pour la signification des symboles et des subdivisions).

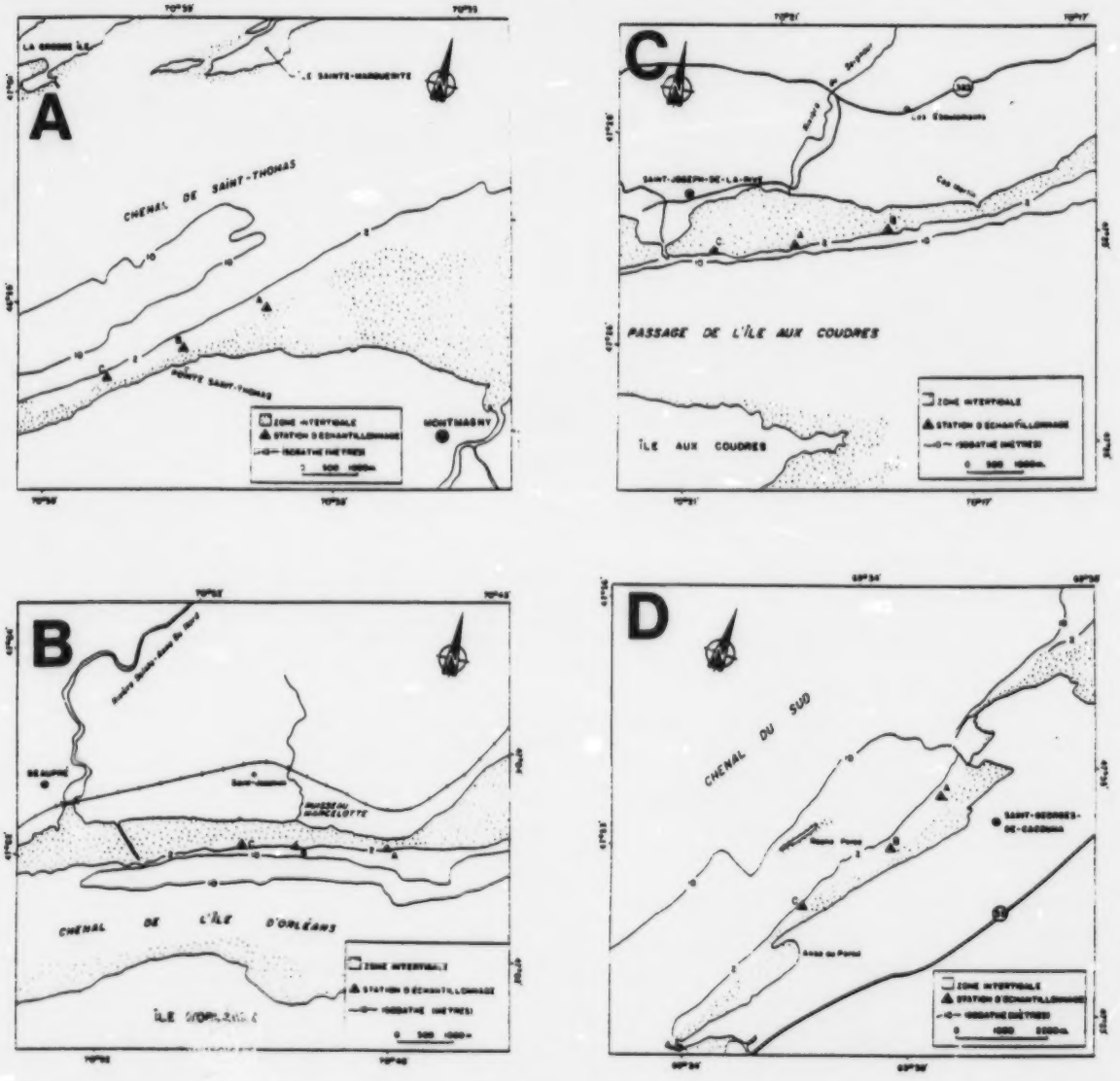


Fig. 2. Localisation des stations d'échantillonnage à chacun des sites du suivi de 1989 et 1990: A) Montmagny, B) Saint-Joachim, C) Saint-Joseph-de-la-Rive, D) Cacouna (Tiré de Massicotte *et al* 1990).

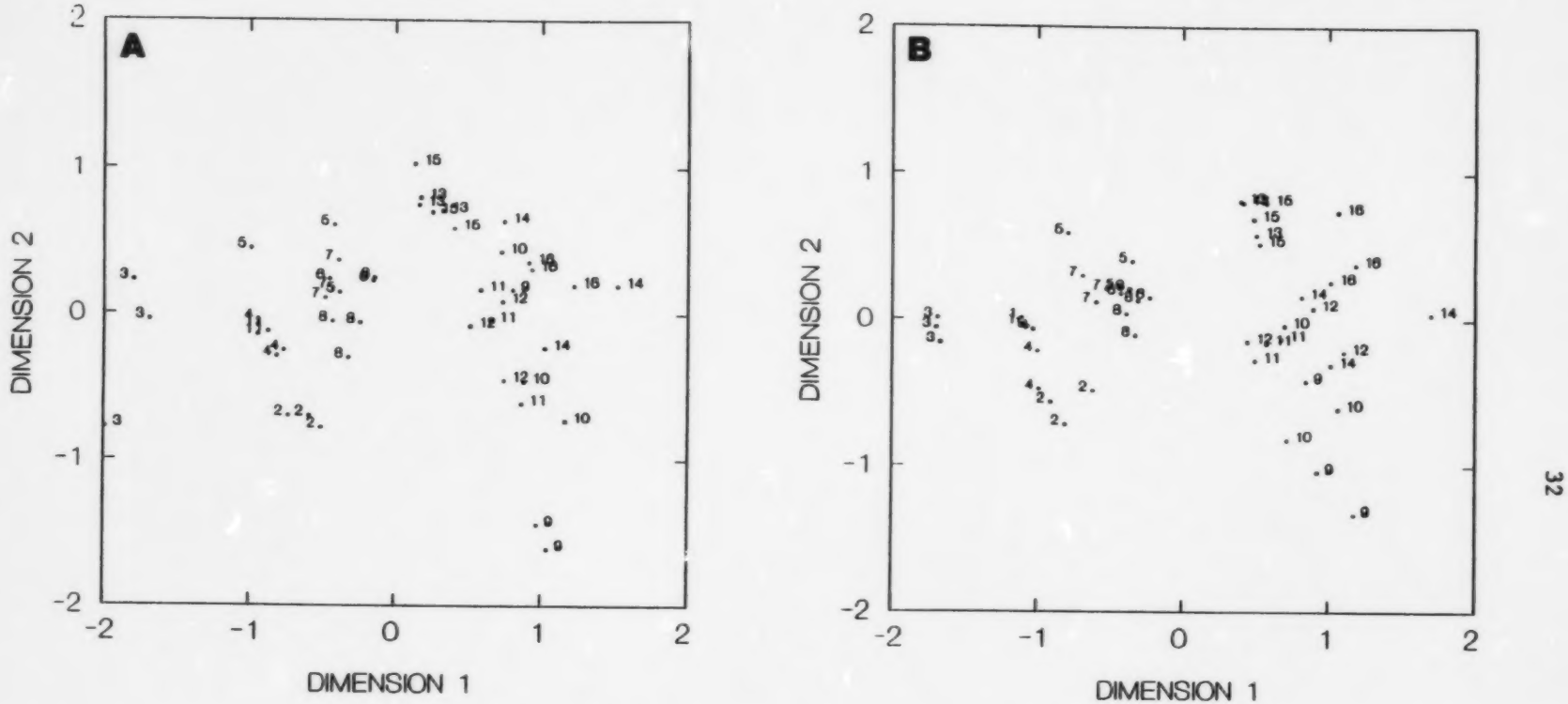


Fig. 3. Position des 48 stations-visites du suivi de 1989 et de 1990 dans les deux premières dimensions du cadrage multidimensionnel réalisé avec les données de la trappe en filet (A) et les indices d'abondance combinant les captures des trois engins de pêche (B). Les stations d'un même site et d'une même visite portent le même numéro.

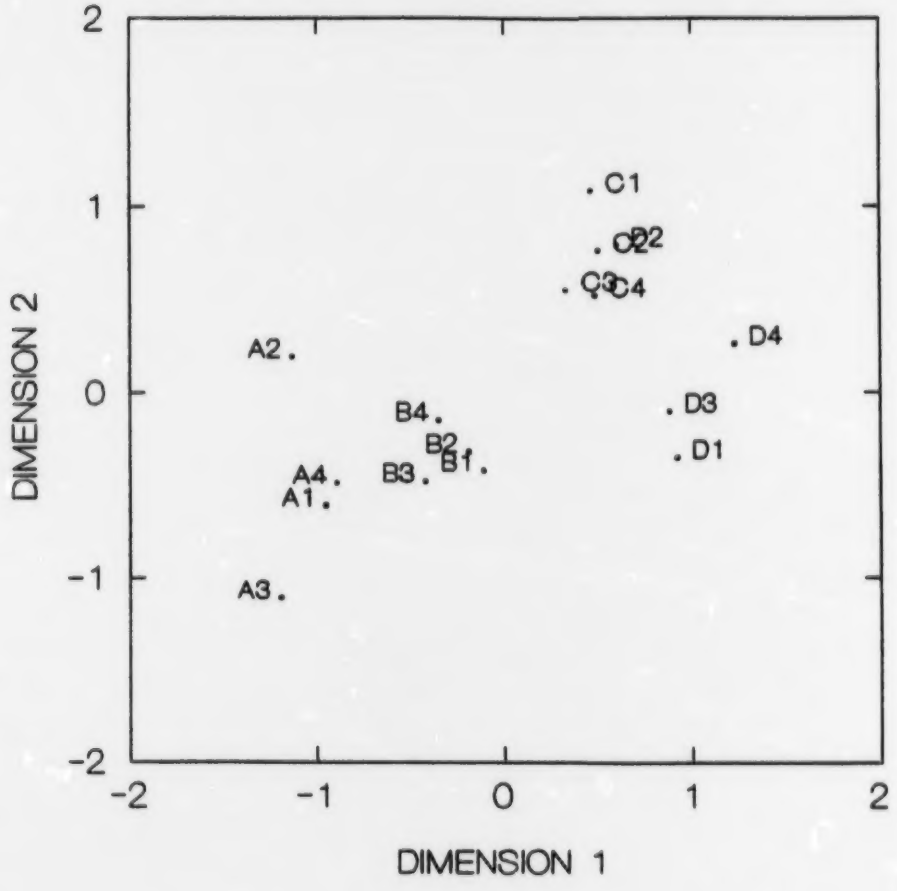


Fig. 4. Position des 16 sites-visites du suivi de 1989 et 1990 dans les deux premières dimensions du cadrage multidimensionnel. A) Montmagny, B) Saint-Joachim, C) Saint-Joseph-de-la-Rive, D) Cacouna; 1: 1ère visite de 1989, 2: 2ème visite de 1989, 3: 1ère visite de 1990, 4: 2ème visite de 1990.

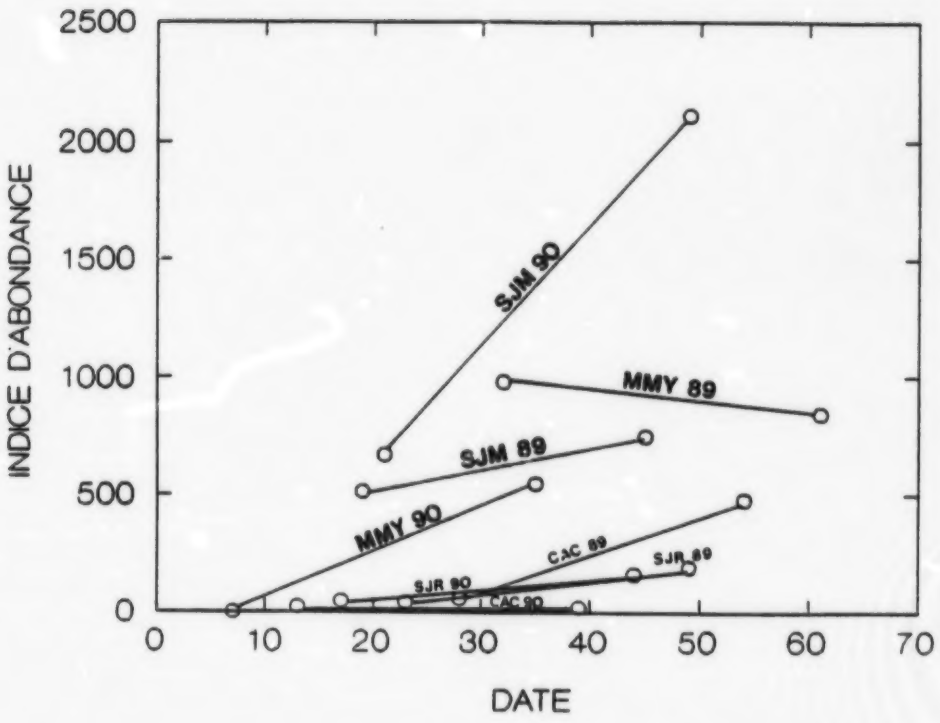


Fig. 5. Évolution temporelle de l'abondance des jeunes de l'année (0+) du poulamon à chaque site en 1989 et 1990.

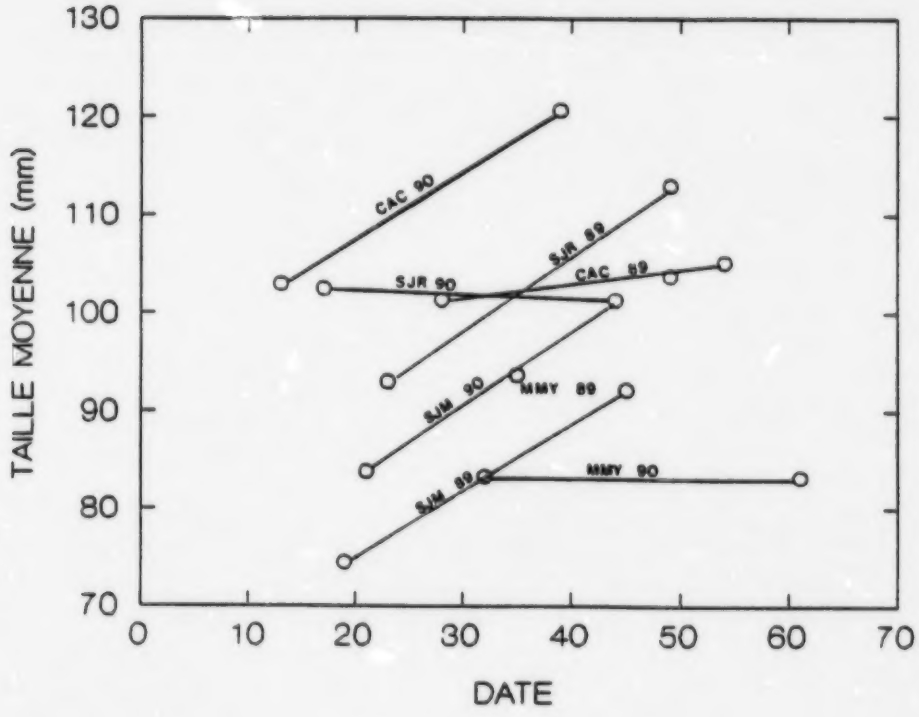


Fig. 6. Évolution temporelle de la taille moyenne des jeunes de l'année (0+) du poulamon à chaque site en 1989 et 1990.

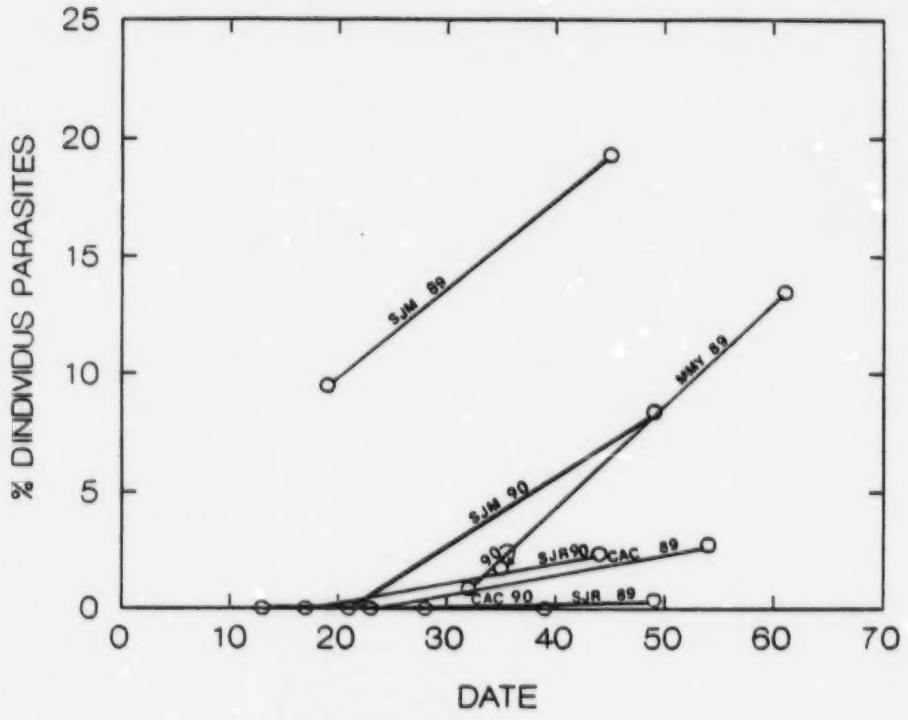


Fig. 7. Évolution du taux de parasitisme du poulamon à chaque site en 1989 et 1990.

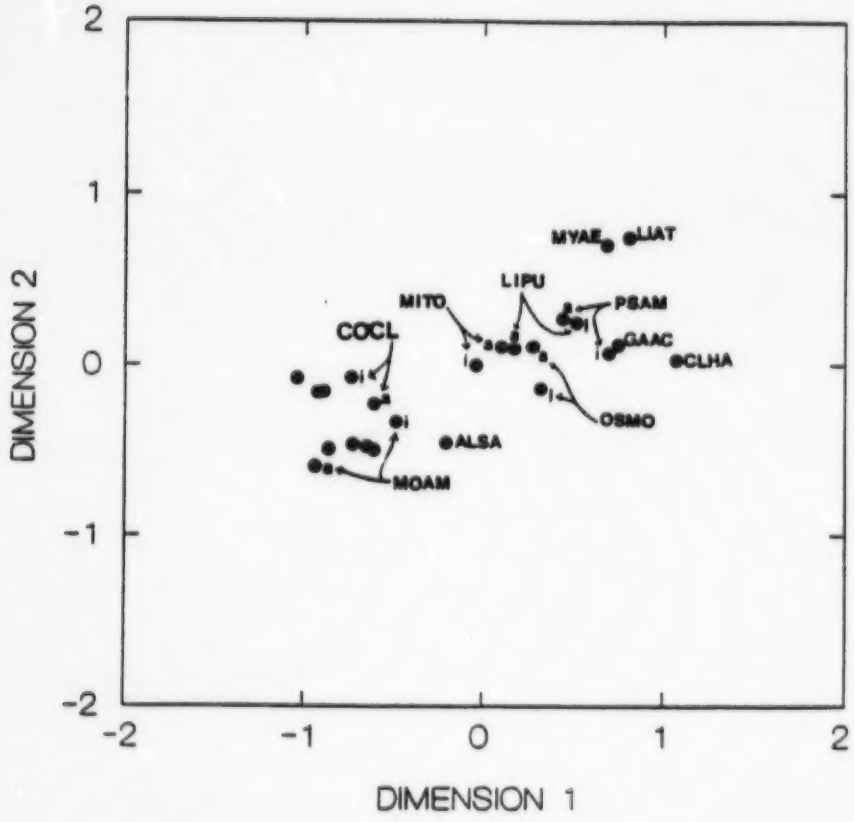
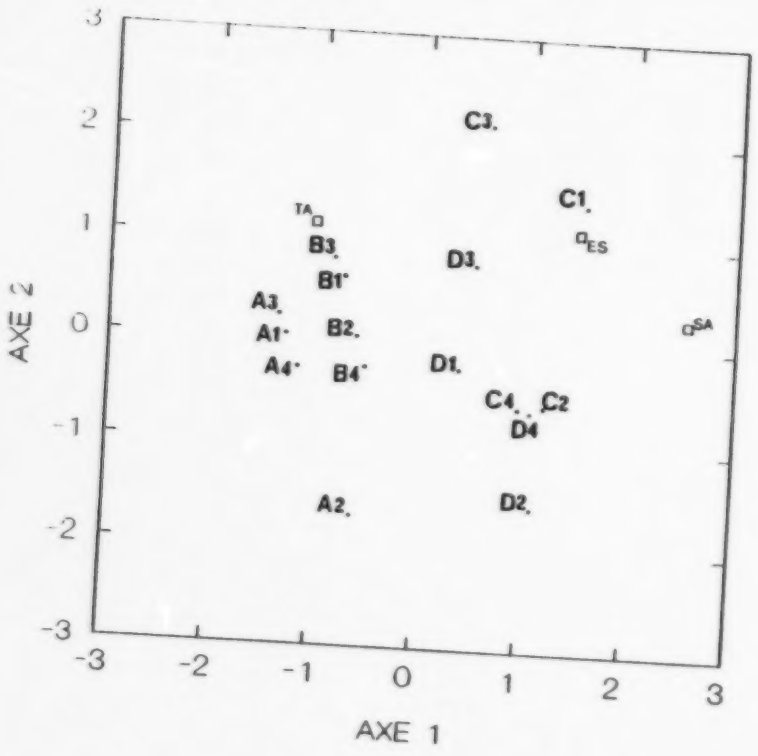


Fig. 8. Position du centroïde d'abondance des principales espèces de poisson (a: adultes; i: immatures) dans les deux premières dimensions du cadrage multidimensionnel. Les espèces dulcicoles (non identifiées individuellement) apparaissent à la gauche de la figure (voir le Tableau 9 pour la signification des symboles).



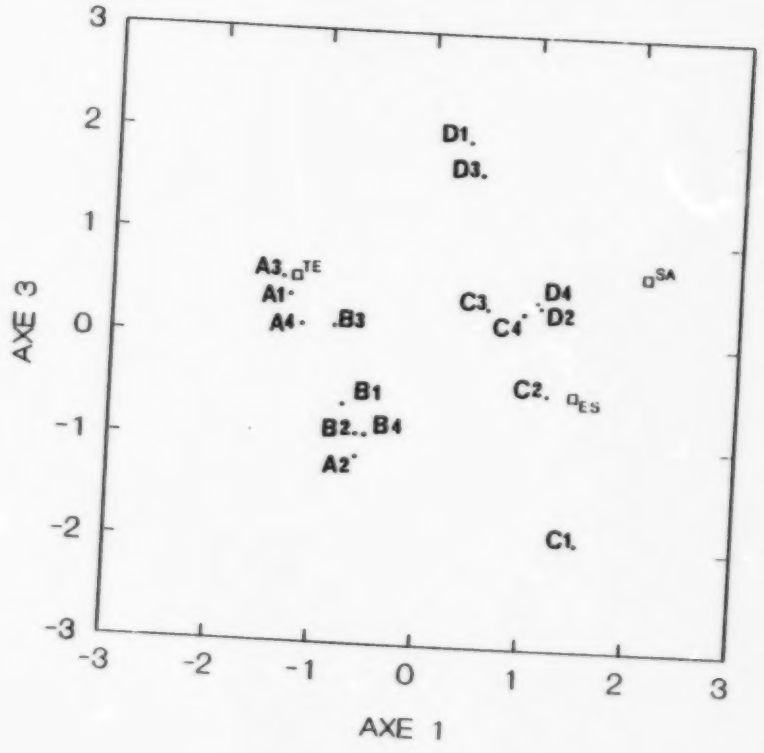


Fig. 9. Position des 16 sites-visites du suivi de 1989 et 1990 et des variables physico-chimiques dans les espaces réduits formés par la 1ère et 2ème composante et par la 1ère et 3ème composante principale basée sur les données physico-chimiques (voir la Figure 4 et le Tableau 4 pour la signification des symboles).

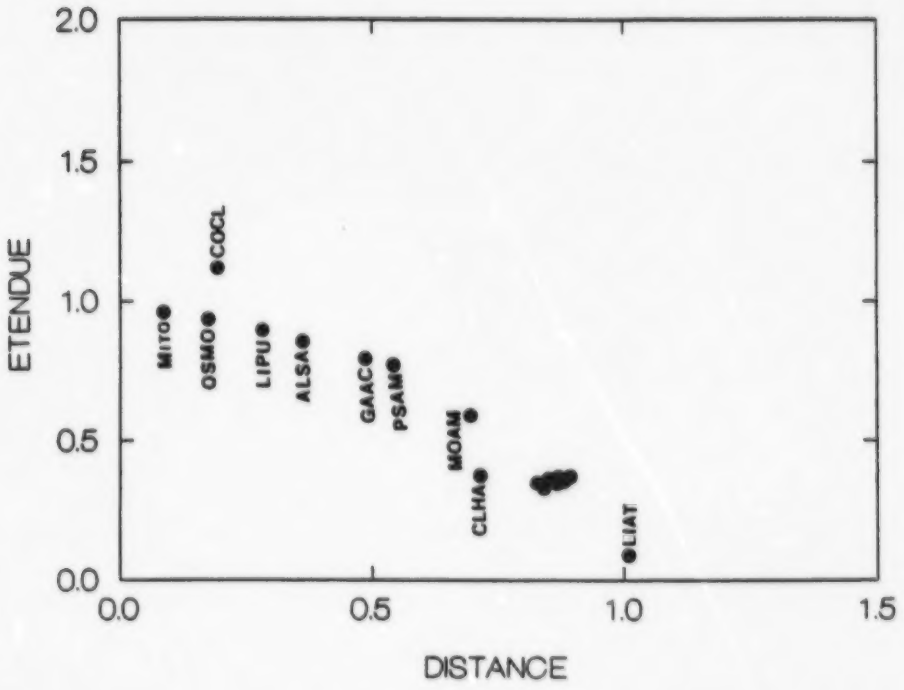


Fig. 10. Relation entre la distance et l'étendue de la niche des espèces abondantes; plusieurs espèces dulcicoles et marines se retrouvent dans le nuage de points situé à une distance d'environ 0,8 (voir le Tableau 9 pour la signification des symboles).

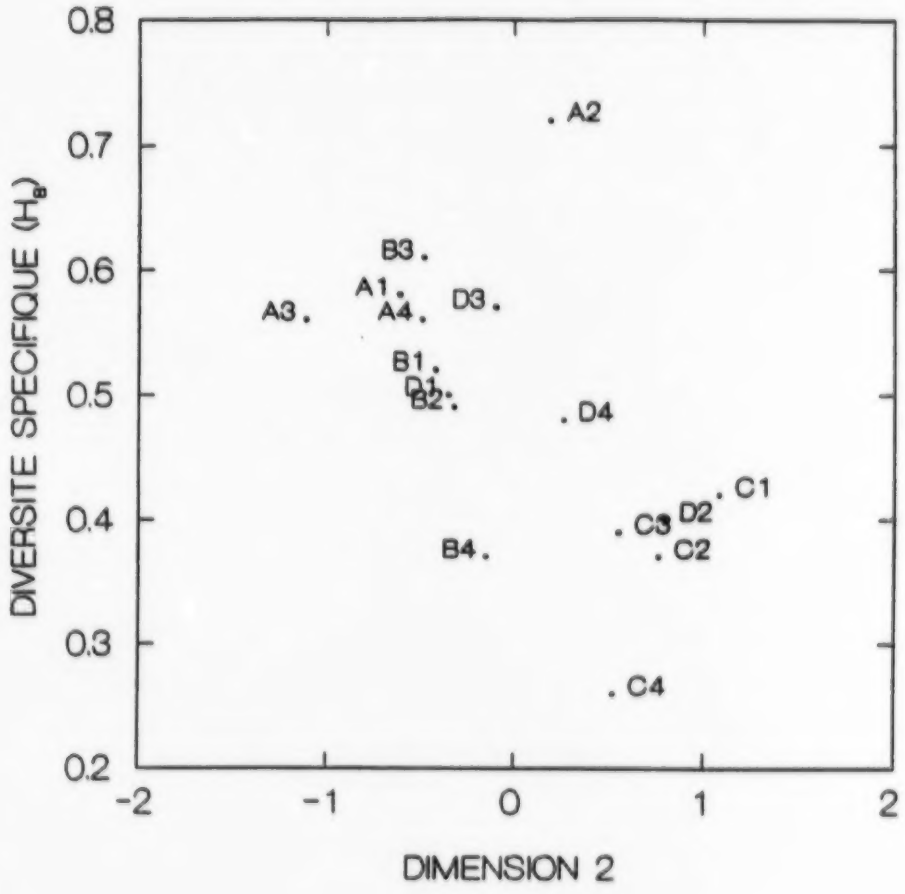


Fig. 11. Relation entre la diversité spécifique calculée à partir des biomasses pour chaque site-visite et la coordonnée des sites-visites dans la deuxième dimension du cadrage multidimensionnel. A) Montmagny, B) Saint-Joachim, C) Saint-Joseph-de-la-Rive, D, Cacouna; 1: 1ère visite de 1989, 2: 2ème visite de 1989, 3: 1ère visite de 1990, 4: 2ème visite de 1990.

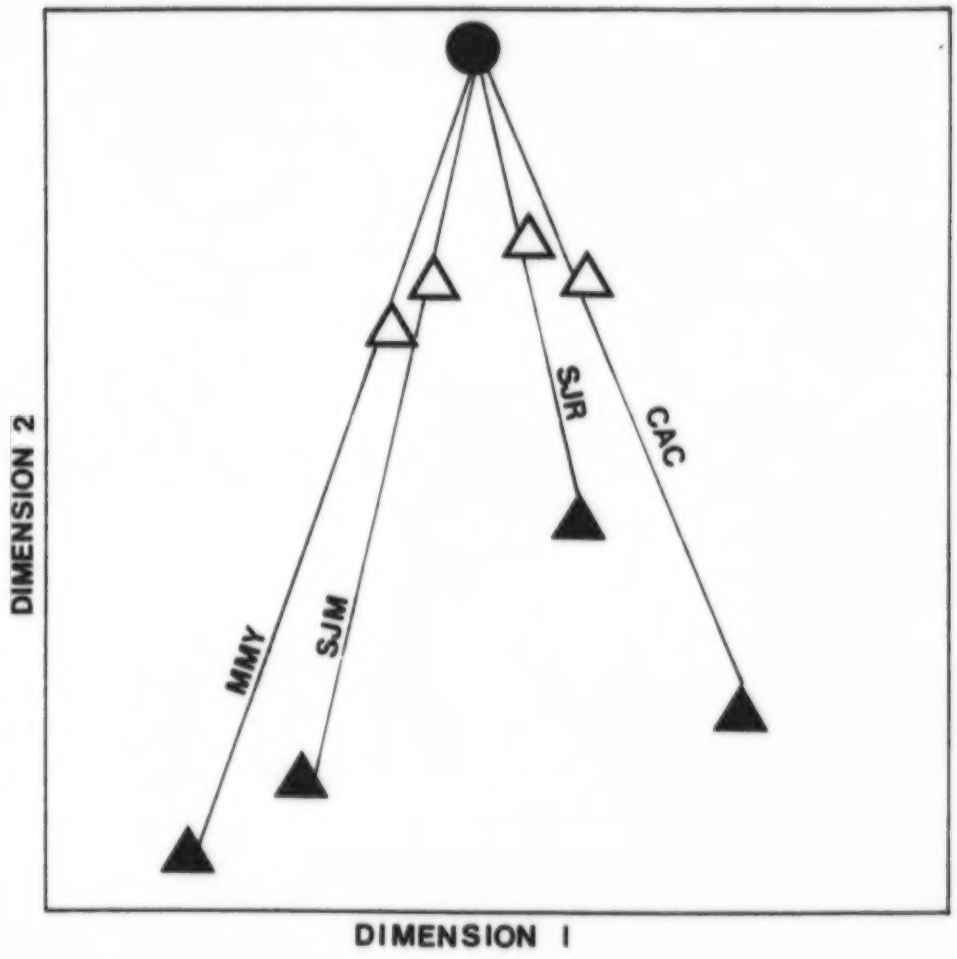


Fig. 12. Évolution temporelle à long terme théorique de la distance entre les sites de l'estuaire moyen du Saint-Laurent dans l'espace réduit obtenu d'un cadrage multidimensionnel basé sur l'abondance des différentes espèces. ▲ : situation où l'écosystème est en bon état (années 1950?); △ : situation où l'écosystème est en mauvais état (1989 et 1990?) et ● : situation où il y a eu effondrement de la communauté ichtyologique (1964-1970?).